

Texte

17
07

ISSN
1862-4804

Entwicklung eines nationalen Allokationsplans im Rahmen des EU-Emissionshandels

Umwelt
Bundes
Amt 

Für Mensch und Umwelt

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 202 41 186/03
UBA-FB 000994



Entwicklung eines nationalen Allokationsplans im Rahmen des EU-Emissionshandels

von

Dr. Hans-Joachim Ziesing (Koordination)

Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung, Berlin

und anderen

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
<http://www.umweltbundesamt.de>
verfügbar.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet E 2.3 / I 2.2
Christoph Kühleis
Thomas Langrock

Dessau, Juni 2007



DIW Berlin

Deutsches Institut
für Wirtschaftsforschung



Öko-Institut e.V.
Institut für angewandte Ökologie
Institute for Applied Ecology



Fraunhofer

Institut
System- und
Innovationsforschung

Umweltforschungsplan
des Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und Reaktorsicherheit

Emissionshandel

Förderkennzeichen (UFOPLAN) 202 41 186/03

Entwicklung eines nationalen Allokationsplans
im Rahmen des EU-Emissionshandels

von

Dr. Hans-Joachim Ziesing (Koordination)
und anderen

IM AUFTRAG
DES UMWELTBUNDESAMTES

November 2005

Arbeitsgemeinschaft

DIW Berlin
Königin-Luise-Straße 5
D-14195 Berlin
☎ (+49-30) 89789-683
📠 (+49-30) 89789-113
www.diw.de

Öko-Institut
Novalisstraße 10
D-10115 Berlin
☎ (+49-30) 280 486-80
📠 (+49-30) 280 486-88
www.oeko.de

Fraunhofer ISI
Breslauer Str. 48
D 76139 Karlsruhe
☎ (+49-721) 6809-203
📠 (+49-721) 6809-272
www.isi.fhg.de

Autoren

DIW Berlin

**Jochen Diekmann
Michael Kohlhaas
Hans-Joachim Ziesing**

FhG ISI

**Regina Betz
Harald Bradke
Dirk Köwener
Karoline Rogge
Joachim Schleich
Rainer Walz**

Öko-Institut

**Martin Cames
Felix Christian Matthes**

Disclaimer:

Die in diesem Bericht vertretenen Auffassungen liegen ausschließlich in der Verantwortung der Verfasser und können von denen des Umweltbundesamtes und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit abweichen.

Berichts-Kennblatt

| | | |
|---|-----|---------------------------------------|
| 1. Berichtsnummer | 2. | 3. |
| 4. Titel des Berichts Entwicklung eines nationalen Allokationsplans im Rahmen des EU-Emissionshandels | | |
| 5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Diekmann, J.; Kohlhaas, M.; Ziesing, H.-J. (DIW Berlin) Betz, R.; Bradke, H.; Köwener, D.; Rogge, K.; Schleich, J.; Walz, R. (FhG-ISI) Cames, M.; Matthes, F.Chr. (Öko-Institut) | | 8. Abschlussdatum November 2005 |
| 6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) DIW Berlin, Königin-Luise-Str. 5, D-14195 Berlin Öko-Institut, Novalisstr. 10, D-10115 Berlin Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung, Breslauer Str. 48, D-76139 Karlsruhe | | 9. Veröffentlichungsdatum |
| 7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt Wörlitzer Platz 1 D-06844 Dessau | | 10. UFOPLAN-Nr. 202 41 186/03 |
| | | 11. Seitenzahl 446 |
| | | 12. Literaturangaben |
| | | 13. Tabellen und Diagramme 66 |
| | | 14. Abbildungen 27 |
| | | |
| 15. Zusätzliche Angaben | | |
| 16. Kurzfassung Ziel dieses Vorhabens war insbesondere die Unterstützung bei der Erstellung des Nationalen Allokationsplans für Deutschland für die Periode 2005-07. Dabei sollten die Allokationsmöglichkeiten auf nationaler Ebene, auf sektoraler Ebene und auf Anlagenebene unter Berücksichtigung der rechtlichen und politischen Vorgaben sowie der vorhandenen Datengrundlagen näher untersucht und bewertet werden. Darüber hinaus sollte auch der politische Aushandlungsprozess auf nationaler und europäischer Ebene beratend begleitet werden. Neben den konzeptionellen Grundlagen der Allokationsplanung standen dabei Fragen der notwendigen Datenbasis, der Berechnungsvarianten für den Makroplan, der allgemeinen und speziellen Zuteilungsregeln sowie institutionelle Fragen im Vordergrund. Außerdem waren kontinuierliche Arbeiten zur Unterstützung und Beratung der Bundesregierung bei der konkreten Erstellung des Allokationsplans und begleitende Gespräche insbesondere mit Vertretern der Wirtschaft erforderlich. | | |
| 17. Schlagwörter Klimaschutzpolitik, Emissionsminderungsmaßnahmen, Emissionshandel, Nationaler Allokationsplan | | |
| 18. Preis | 19. | 20. |

Report Cover Sheet

| | | |
|--|---------------------------------------|-----|
| 1. Report No. | 2. | 3. |
| 5. Report Title Development of a National Allocation Plan for the European Emissions Trading System | | |
| 5. Author(s), Family Name(s), First Name(s) Diekmann, J.; Kohlhaas, M.; Ziesing, H.-J. (DIW Berlin) Betz, R.; Bradke, H.; Köwener, D.; Rogge, K.; Schleich, J.; Walz, R. (FhG-ISI) Cames, M.; Matthes, F.Chr. (Öko-Institut) | 8. Report Date November 2005 | |
| 6. Performing Organisation (Name, Address) DIW Berlin, Königin-Luise-Str. 5, D-14195 Berlin Öko-Institut, Novalisstr. 10, D-10115 Berlin Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung, Breslauer Str. 48, D-76139 Karlsruhe | 9. Publication Date | |
| | 10. UFOPLAN-Ref. No. 202 41 186/03 | |
| | 11. No. of Pages 446 | |
| 7. Sponsoring Agency (Name, Address) Umweltbundesamt Wörlitzer Platz 1 D-06844 Dessau | 12. No. of References | |
| | 13. No. of Tables, Diagrams 66 | |
| | 14. No. of Figures 27 | |
| 15. Supplementary Note | | |
| 16. Abstract The main objective of this project was to support the development of the National Allocation Plan for Germany for the first trading period 2005-07. For this purpose the allocation options had to be analysed and evaluated on the levels of the nation, the sectors, and the installations, considering the legal and political framework as well as the available data bases. In addition, the political process of negotiations in Germany and in Europe had to be accompanied scientifically. Emphasis was placed on the conceptual basics of the allocation planning, on issues of the necessary data bases, the alternatives for the calculation of the macro plan, the general and special allocation rules, and institutional questions. Furthermore, continuous work was required to give support und advice to the Federal Government for the concrete development of the allocation plan and to communicate with stakeholders, in particular with representatives of the German industry. | | |
| 18. Keywords climate protection policy; mitigation measures; emissions trading; national allocation plan | | |
| 18. Price | 19. | 20. |

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|----------|---|-----------|
| 1 | Einleitung (DIW Berlin) | 21 |
| 1.1 | Hintergrund | 21 |
| 1.2 | Ziele und Aufgaben des Forschungsvorhabens | 22 |
| 1.3 | Aufbau des Abschlussberichts | 23 |
| 2 | Ziele und Instrumente des Klimaschutzes (DIW Berlin) | 26 |
| 2.1 | Vorbemerkungen | 26 |
| 2.2 | Globale Klimaänderungen und -strategien | 27 |
| 2.3 | Ziele der Klimaschutzpolitik in Europa und in Deutschland | 29 |
| 2.4 | Instrumente und Maßnahmen der Klimaschutzpolitik | 30 |
| 2.5 | Fazit | 34 |
| 2.6 | Literatur | 35 |
| 3 | Gestaltungsoptionen des Emissionshandels und Allokationsverfahren (DIW Berlin) | 37 |
| 3.1 | Vorbemerkung | 37 |
| 3.2 | Der ökonomische Grundgedanke des Emissionshandels | 37 |
| 3.3 | Klassifikation von Emissionshandelssystemen und Allokationsverfahren | 39 |
| 3.4 | Emissionshandelssysteme | 40 |
| 3.4.1 | <i>Emissionsrechte und Emissionsgutschriften</i> | 40 |
| 3.4.2 | <i>Absolute oder relative Ziele</i> | 42 |
| 3.4.3 | <i>Freiwillige Teilnahme oder Zwang</i> | 42 |
| 3.4.4 | <i>Notwendigkeit staatlicher Kontrolle und Sanktion</i> | 42 |
| 3.4.5 | <i>Geschlossenes oder offenes System – flexible Mechanismen</i> | 43 |
| 3.4.6 | <i>Grenzen eines partiellen Handelssystems</i> | 44 |
| 3.4.7 | <i>Upstream oder Downstream (ISI)</i> | 44 |
| 3.5 | Mehrebenenmodell und Kriterien der Allokationsplanung | 45 |
| 3.5.1 | <i>Mehrebenenmodell der Allokationsplanung</i> | 45 |
| 3.5.2 | <i>Kriterien der Allokationsplanung</i> | 47 |
| 3.6 | Varianten der Mengenplanung (Makroebene) | 51 |
| 3.7 | Varianten der Zuteilung von Emissionsrechten (Mikroebene) | 54 |
| 3.7.1 | <i>Auktionierung, Rationierung und Gratisverteilung</i> | 54 |
| 3.7.2 | <i>Direkte oder indirekte Emissionen als Zuteilungsbasis</i> | 57 |
| 3.7.3 | <i>Branchenziele als optionale Zwischenebene</i> | 57 |
| 3.7.4 | <i>Zuteilungen auf Basis absoluter Emissionen: Grandfathering oder Projektion</i> | 59 |
| 3.7.5 | <i>Zuteilungen auf Basis relativer Emissionen: Durchschnitts-Benchmarks oder beste verfügbare Technik</i> | 60 |
| 3.8 | Abgleich zwischen Mikro- und Makroplan | 63 |
| 3.9 | Zeitliche Aspekte der Zuteilung | 64 |
| 3.10 | Literatur | 66 |

| | | |
|----------|--|------------|
| 4 | EU-Richtlinie und weitere Vorgaben (Öko-Institut) | 70 |
| 4.1 | Entstehung und Überblick | 70 |
| 4.2 | EU-Emissionshandelsrichtlinie (einschließlich Novellierung durch die Verbindungsrichtlinie) | 75 |
| 4.3 | Anwendungshinweise der Kommission zum Anhang III der Richtlinie | 78 |
| 4.4 | Überwachungs- und Berichterstattungsleitlinien | 82 |
| 4.5 | Registerverordnung | 84 |
| 4.6 | Literatur | 86 |
| 5 | Nationale Umsetzung der EU-Richtlinie (Öko-Institut) | 89 |
| 5.1 | Vorbemerkungen | 89 |
| 5.2 | Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz | 90 |
| 5.3 | Zuteilungsgesetz | 95 |
| 5.4 | Untergesetzliche Regelungen | 99 |
| 5.5 | Steuer- und bilanzrechtliche Behandlung der Zertifikate (ISI) | 103 |
| 5.5.1 | Aufsichtsrecht | 103 |
| 5.5.2 | Umsatzsteuer | 104 |
| 5.5.3 | Bilanzierung der Zertifikate | 104 |
| 5.6 | Datenerhebungen und Öffentlichkeitsbeteiligungen | 107 |
| 5.7 | Begleitende Projekte (ISI) | 111 |
| 5.8 | Literatur | 113 |
| 6 | Das Gesamtkonzept des Allokationsplans (DIW Berlin) | 117 |
| 6.1 | Vorbemerkung | 117 |
| 6.2 | Mengenplanung und Kürzungsfaktoren | 117 |
| 6.3 | Grundregeln für die Zuteilung | 119 |
| 6.4 | Besondere Zuteilungsregeln | 122 |
| 6.5 | Allgemeine Zuteilungsregeln | 123 |
| 6.6 | Literatur | 123 |
| 7 | Der Makroplan (DIW Berlin) | 124 |
| 7.1 | Überblick und Entwurf des Makroplans auf nationaler Ebene | 124 |
| 7.2 | Varianten der Makroplanung auf Sektorebene | 126 |
| 7.2.1 | Die Allokations-Varianten | 128 |
| 7.2.2 | Exkurs zum Selbstverpflichtungs-Szenario: KWK-Vereinbarung vom 25. Juni 2001 | 130 |
| 7.2.3 | Ergebnisse der Allokationsszenarien ohne Reservevorhaltung | 133 |
| 7.2.4 | Allokationsvarianten mit Neuemittentenreserve | 138 |
| 7.2.5 | Das Mengengerüst auf der Makroebene unter Berücksichtigung einer „Kernenergie-Ausstiegsreserve“ (Öko-Institut) | 141 |
| 7.3 | Emissionsbudgets der Sektoren in den Perioden 2005–2007 sowie 2008–2012 auf der Grundlage der Selbstverpflichtungserklärung - Die Position des BMU | 145 |
| 7.4 | Der Makroplan im Allokationsplan vom 31. März 2004 und im Zuteilungsgesetz 2007 – Darstellung und Bewertung | 147 |

| | | |
|----------|---|------------|
| 7.5 | Klimaschutzpolitische Maßnahmen für die Nicht-Handelssektoren | 149 |
| 7.5.1 | Maßnahmen im Verkehrssektor..... | 150 |
| 7.5.2 | Maßnahmen im Haushaltssektor..... | 150 |
| 7.6 | Ausblick | 151 |
| 7.7 | Literatur..... | 154 |
| 8 | Der Mikroplan (ISI, Öko-Institut, DIW Berlin) | 156 |
| 8.1 | Vorbemerkungen (ISI) | 156 |
| 8.2 | Bestandsanlagen (ISI)..... | 157 |
| 8.2.1 | Regelungsnotwendigkeiten | 157 |
| 8.2.2 | Regelungsalternativen..... | 159 |
| 8.2.3 | Getroffene Regelungen..... | 162 |
| 8.2.4 | Bewertung und Ausblick..... | 167 |
| 8.2.5 | Literatur | 172 |
| 8.3 | Neuanlagen und Anlagenstilllegungen (Öko-Institut)..... | 173 |
| 8.3.1 | Regelungsnotwendigkeiten | 173 |
| 8.3.2 | Regelungsalternativen..... | 174 |
| 8.3.3 | Getroffene Regelungen..... | 179 |
| 8.3.4 | Bewertung und Ausblick..... | 183 |
| 8.4 | Erfüllungsfaktor und anteilige Kürzungen (DIW Berlin)..... | 186 |
| 8.4.1 | Vorbemerkungen | 186 |
| 8.4.2 | Regelungsalternativen..... | 186 |
| 8.4.3 | Berechnung und Komponenten des Erfüllungsfaktors | 188 |
| 8.4.4 | Berechnung der anteiligen Kürzung..... | 191 |
| 8.4.5 | Bewertung und Ausblick..... | 192 |
| 8.4.6 | Literatur | 193 |
| 8.5 | Die Rolle von Ex-post-Anpassungen (Öko-Institut) | 194 |
| 8.5.1 | Hintergrund und Abgrenzungen..... | 194 |
| 8.5.2 | Ansatzpunkte für Ex-post-Anpassungen und Regelungsalternativen..... | 195 |
| 8.5.3 | Getroffene Regelungen..... | 198 |
| 8.5.4 | Bewertung und Ausblick..... | 201 |
| 9 | Sonderregelungen (Öko-Institut, ISI) | 203 |
| 9.1 | Vorbemerkungen (Öko-Institut)..... | 203 |
| 9.2 | Early Action (Öko-Institut) | 204 |
| 9.2.1 | Motivation für Regelungsbedarf..... | 204 |
| 9.2.2 | Regelungsalternativen..... | 207 |
| 9.2.3 | Getroffene Regelungen..... | 209 |
| 9.2.4 | Bewertung und Ausblick..... | 210 |
| 9.2.5 | Literatur | 212 |
| 9.3 | Prozessbedingte CO ₂ -Emissionen (ISI, Öko-Institut) | 213 |
| 9.3.1 | Motivation für Regelungsbedarf..... | 213 |
| 9.3.2 | Regelungsalternativen..... | 214 |
| 9.3.3 | Getroffenen Regelungen..... | 218 |
| 9.3.4 | Bewertung und Ausblick..... | 222 |
| 9.3.5 | Literatur | 223 |

| | | |
|-----------|--|------------|
| 9.4 | Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) (Öko-Institut) | 224 |
| 9.4.1 | Motivation für Regelungsbedarf..... | 224 |
| 9.4.2 | Regelungsalternativen..... | 225 |
| 9.4.3 | Getroffene Regelungen..... | 227 |
| 9.4.4 | Bewertung und Ausblick..... | 229 |
| 9.5 | Kernenergieausstieg (Öko-Institut) | 230 |
| 9.5.1 | Motivation für Regelungsbedarf..... | 230 |
| 9.5.2 | Regelungsalternativen..... | 231 |
| 9.5.3 | Getroffene Regelungen..... | 233 |
| 9.5.4 | Bewertung und Ausblick..... | 234 |
| 9.6 | Berücksichtigung emissionsverändernder Rechtsvorschriften (ISI)..... | 236 |
| 9.6.1 | Motivation für Regelungsbedarf..... | 236 |
| 9.6.2 | Entwicklung der Regelung..... | 237 |
| 9.6.3 | Regelungsalternativen..... | 242 |
| 9.6.4 | Regelung..... | 243 |
| 9.6.5 | Bewertung und Ausblick..... | 243 |
| 9.6.6 | Literatur | 244 |
| 10 | Regelungen des NAP mit möglichen Auswirkungen auf künftige Handelsperioden (DIW Berlin) | 245 |
| 10.1 | Vorbemerkung..... | 245 |
| 10.2 | Nationale Ziele und Reserveausgleich im Makroplan | 246 |
| 10.3 | Längerfristige Zuteilungsregeln im Mikroplan | 249 |
| 10.4 | Überführung von Emissionsrechten in die Folgeperiode (Banking) | 254 |
| 10.5 | Ankündigung einer Kompensationsregelung durch die Bundesregierung | 255 |
| 10.6 | Fazit..... | 256 |
| 11 | Quantitative Analyse der Zuteilung 2005-2007 (DIW Berlin) | 259 |
| 11.1 | Vorbemerkungen | 259 |
| 11.2 | Datengrundlagen | 259 |
| 11.3 | Zuteilungen nach Strukturgrößen | 259 |
| 11.4 | Zuteilungen nach Zuteilungsregeln | 265 |
| 11.5 | Anteilige Kürzungen | 270 |
| 11.6 | Literatur | 271 |
| 12 | Interaktion mit anderen Instrumenten (DIW Berlin, Öko-Institut, ISI)..... | 272 |
| 12.1 | Vorbemerkungen (DIW Berlin) | 272 |
| 12.2 | Ökologische Steuerreform (DIW Berlin) | 273 |
| 12.2.1 | Stilisierte Betrachtung des Verhältnisses von Emissionshandel und Umweltsteuern..... | 273 |
| 12.2.2 | Macht der europäischen Emissionshandel die ökologische Steuerreform überflüssig? | 276 |
| 12.2.3 | Ist die gleichzeitige Erhebung von Lenkungsabgaben und Emissionszertifikaten ineffizient? | 278 |
| 12.2.4 | Führt der gemeinsame Einsatz von Emissionshandel und ÖSR zu Doppelbelastungen für einen Teil oder alle Energienutzer?..... | 282 |
| 12.2.5 | Schlussfolgerungen..... | 285 |

| | | |
|-----------|--|------------|
| 12.2.6 | Literatur | 287 |
| 12.3 | KWK-G (Öko-Institut) | 288 |
| 12.3.1 | Wirkungsweise des KWK-G..... | 288 |
| 12.3.2 | Zusammenwirken mit dem EU-Emissionshandelssystem | 290 |
| 12.3.3 | Bewertung und Ausblick..... | 293 |
| 12.4 | EEG (ISI) | 295 |
| 12.4.1 | Vorbemerkung | 295 |
| 12.4.2 | Zielbeziehungen und Notwendigkeit einer speziellen Förderung erneuerbarer Energien..... | 296 |
| 12.4.3 | Mögliche Wechselwirkungen zwischen EEG und Emissionshandel..... | 299 |
| 12.4.4 | Fazit: Erforderliche Abstimmung zwischen EEG und Emissionshandel..... | 301 |
| 12.4.5 | Literatur | 303 |
| 13 | Wirkungsanalyse (DIW Berlin, ISI) | 304 |
| 13.1 | Vorbemerkungen (DIW Berlin) | 304 |
| 13.2 | Der Einfluss des Emissionshandels auf Strompreise (DIW Berlin) | 305 |
| 13.2.1 | Fragestellung | 305 |
| 13.2.2 | Einfluss auf die Stromerzeugungskosten | 306 |
| 13.2.3 | Determinanten der Strompreise | 313 |
| 13.2.4 | Theoretische Analyse von Preiseffekten | 314 |
| 13.2.5 | Sind Strompreiseffekte des Emissionshandels erwünscht?..... | 321 |
| 13.2.6 | Auswirkungen des Emissionshandels auf die Strompreise in Deutschland..... | 322 |
| 13.2.7 | Ergebnisse internationaler Analysen | 328 |
| 13.2.8 | Fazit | 331 |
| 13.2.9 | Literatur | 333 |
| 13.3 | Der Einfluss des Emissionshandels auf die Industriesektoren (ISI) | 335 |
| 13.3.1 | Einführung und allgemeine Beschreibung der Methodik..... | 335 |
| 13.3.2 | Zementindustrie..... | 339 |
| 13.3.3 | Papierindustrie..... | 343 |
| 13.3.4 | Glas- und Ziegelindustrie..... | 345 |
| 13.3.5 | Vergleich der Branchen | 353 |
| 13.3.6 | Fazit | 356 |
| 13.3.7 | Literatur | 359 |
| 13.4 | Gesamtwirtschaftliche Wirkungen (DIW Berlin)..... | 360 |
| 13.4.1 | Einleitung | 360 |
| 13.4.2 | Methoden der Analyse der gesamtwirtschaftlichen Effekte..... | 360 |
| 13.4.3 | Auswirkungen eines verschärften Klimaschutzes | 364 |
| 13.4.4 | Die Breite des Emissionshandelssystems | 366 |
| 13.4.5 | Wirkungen der Ausgabeverfahren: Effizienz- und Verteilungsaspekte | 369 |
| 13.4.6 | Fazit | 372 |
| 13.4.7 | Literatur | 374 |

| | | |
|-----------|---|------------|
| 14 | Vergleichende NAP-Analyse für die EU-Mitgliedstaaten (ISI) | 377 |
| 14.1 | Anlagendefinition | 377 |
| 14.2 | Zuteilungsregelungen | 380 |
| 14.2.1 | Allokationsverfahren | 380 |
| 14.2.2 | Basisjahr / Basisperiode | 380 |
| 14.2.3 | Opt-in und Opt-out | 381 |
| 14.2.4 | Early action | 383 |
| 14.2.5 | Auktionierung | 384 |
| 14.2.6 | Neue Marktteilnehmer | 384 |
| 14.2.7 | Reserve | 385 |
| 14.2.8 | Prozessbedingte Emissionen | 386 |
| 14.2.9 | KWK-Anlagen | 386 |
| 14.3 | Benchmarks für Neuanlagen | 388 |
| 14.3.1 | Anwendung von Benchmarks nach Staaten und Sektoren | 388 |
| 14.3.2 | Typisierung verwendeter Benchmarks | 388 |
| 14.3.3 | Länderspezifische Besonderheiten | 390 |
| 14.3.4 | Benchmarks im Ländervergleich | 391 |
| 14.3.5 | Fazit und Ausblick | 394 |
| 14.4 | Mengengerüste (Öko-Institut) | 396 |
| 14.5 | Institutionelle Aspekte | 405 |
| 14.6 | Potenzielle Schlussfolgerungen für den deutschen NAP | 407 |
| 14.6.1 | Anlagenabgrenzung | 407 |
| 14.6.2 | Benchmarks für Bestandsanlagen | 408 |
| 14.6.3 | Sektorale Differenzierung | 408 |
| 14.6.4 | Behandlung von Neuanlagen und Reserve | 408 |
| 14.6.5 | Auktionsanteil | 409 |
| 14.6.6 | Mehrjährige Basisperiode | 410 |
| 14.6.7 | Literatur | 410 |
| 15 | Fazit und Ausblick (DIW Berlin, ISI, Öko-Institut) | 411 |
| | Anhang (ISI, Öko-Institut) | 419 |
| A1 | Benchmarks homogener Produktgruppen (ISI) | 419 |
| A1.1 | Grundsätzliche Überlegungen zu Benchmarks | 419 |
| A1.2 | Überlegungen zur Bildung von Benchmark-Gruppen und Datenlage | 420 |
| A1.3 | Generierung von Benchmarks für Bestandsanlagen | 424 |
| A1.4 | Generierung von Benchmarks für Neuanlagen | 425 |
| A1.5 | Die festgelegten Werte für Neuanlagen-Benchmarks in Deutschland | 429 |
| A1.6 | Neuanlagen-Benchmarks für Elektrostahlwerke (Öko-Institut) | 433 |
| A2 | CO ₂ -Emissionsfaktoren (Öko-Institut) | 436 |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|-----------------|--|-----|
| Abbildung 3-1: | Theoretischer Vergleich von Emissionssteuer und Emissionshandel..... | 38 |
| Abbildung 3-2: | Klassifikation von Emissionshandelssystemen und Allokationsverfahren (Grundtypen) | 41 |
| Abbildung 3-3: | Mehrebenenmodell der Allokationsplanung | 47 |
| Abbildung 5-1 | Kumulatives Gebührenaufkommen und kumulativer Zuteilungsumfang..... | 102 |
| Abbildung 7-1 | Veränderungen der CO ₂ -Emissionen bis zu den Handelsperioden 2005-2007 und 2008-2012 gegenüber den temperaturbereinigten Werten 2000-2002 in den ET- und Nicht-ET-Sektoren | 137 |
| Abbildung 8-1 | Verteilung der Zuteilungsmenge | 171 |
| Abbildung 8-2 | Zuteilungsmengen pro Jahr und Anteile an Gesamtzuteilung | 172 |
| Abbildung 12-1: | Idealtypische Wechselwirkung von Emissionshandel und Umweltsteuer..... | 274 |
| Abbildung 12-2: | Überschneidung von Emissionshandel und Ökosteuern..... | 280 |
| Abbildung 12-3 | Kosten-Degressionskurve für unterschiedliche erneuerbare Energiequellen | 298 |
| Abbildung 13-1 | Variable Stromerzeugungskosten in Abhängigkeit vom Zertifikatspreis | 310 |
| Abbildung 13-2 | Theoretische Grenzkostenüberwälzung im Monopol, Oligopol und bei vollständiger Konkurrenz bei linearer Nachfragefunktion | 315 |
| Abbildung 13-3 | Theoretische Grenzkostenüberwälzung im Monopol, Oligopol und bei vollständiger Konkurrenz bei isoelastischer Nachfragefunktion (hohe Elastizität)..... | 316 |
| Abbildung 13-4 | Theoretische Grenzkostenüberwälzung im Monopol, Oligopol und bei vollständiger Konkurrenz bei isoelastischer Nachfragefunktion (geringe Elastizität) | 318 |
| Abbildung 13-5: | EEX-Spotpreis, Wochenmittel der stundengewichteten Durchschnittspreise pro Tag für die Stunden 1-24 (Base) und 9-20 (Peak), Januar 2002 bis Dezember 2004..... | 323 |
| Abbildung 13-6: | EEX-Terminpreise für Grund- und Spitzenlast – Jahreskontrakte für 2004 bis 2007, Januar 2003 bis Dezember 2004..... | 324 |
| Abbildung 13-7: | Entwicklung der Zertifikats- und Strompreise (Spotmarkt und Futures 2006) von Januar bis September 2005..... | 325 |
| Abbildung 13-8 | Strompreise (Future 2006) in Abhängigkeit vom Zertifikatspreis von Januar bis September 2005..... | 326 |
| Abbildung 13-9: | Preiswirkungen des Emissionshandels bei Überwälzung durchschnittlicher Kosten durch den Stromsektor und durch die Industriebranchen..... | 353 |

| | | |
|------------------|---|-----|
| Abbildung 13-10: | Preiswirkungen des Emissionshandels bei Überwälzung der Opportunitätskosten durch den Stromsektor und durch die Industriebranchen | 354 |
| Abbildung 13-11: | Gewinnsituation in der Zementindustrie im Vergleich | 355 |
| Abbildung 13-12: | Gewinnsituation in der Papierindustrie im Vergleich | 356 |
| Abbildung 14-1: | Allokation 2005 - 2007 im Vergleich zur Basisperiode | 400 |
| Abbildung 14-2: | Allokation 2005 - 2007 im Vergleich zur Projektion für den Handelssektor | 402 |
| Abbildung 14-3: | Allokation 2005 - 2007 im Vergleich zum hypothetischen Ziel für den Emissionshandelsektor | 403 |
| Abbildung 14-4: | Institutionelle Aspekte des Emissionshandels | 405 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|--------------|---|-----|
| Tabelle 2-1 | Typen politischer Instrumente..... | 32 |
| Tabelle 3-1: | Relevanz von Kriterien im Mehrebenenmodell..... | 48 |
| Tabelle 3-2: | Grundtypen der Rechteverteilung und Erlösverwendung..... | 54 |
| Tabelle 5-1 | Gebühren für die Amtshandlungen im Rahmen des Emissionshandelssystems in Deutschland..... | 101 |
| Tabelle 5-2 | In der zweiten Phase der Datenerhebung für 2000-2002 erfasste Anlagen nach Emissionsklassen (nur Emissionsangaben größer Null)..... | 109 |
| Tabelle 5-3 | In der zweiten Phase der Datenerhebung für 2000-2002 erfasste CO ₂ -Emissionen nach Emissionsklassen | 110 |
| Tabelle 6-1: | Eckdaten der Mengenplanung | 118 |
| Tabelle 6-2 | Basisperiode in Abhängigkeit vom Inbetriebnahmejahr | 120 |
| Tabelle 7-1 | Treibhausgasemissionen (ohne Senken) in Deutschland 2005-2007 und 2008-2012: Entwurf des Makroplans auf nationaler Ebene..... | 126 |
| Tabelle 7-2 | CO ₂ -Emissionen nach Energiebilanz-Sektoren in den Jahren von 1990 bis 2002 | 127 |
| Tabelle 7-3 | Quantitative Bewertung der Maßnahmen aus der KWK-Vereinbarung vom 25. Juni 2001 für den Zeithorizont 2010 | 131 |
| Tabelle 7-4 | Verteilung des CO ₂ -Emissionsbudgets für die Perioden 2005-2007 und 2008-2012 nach unterschiedlichen Szenarien..... | 135 |
| Tabelle 7-5 | Emissionsbudgets und Baselines für 2005-2007 sowie 2008-2012 nach Emissionshandels- und Nicht-Emissionshandelssektoren | 138 |
| Tabelle 7-6 | Emissionsbudgets für 2005-2007 sowie 2008-2012 ohne und mit Berücksichtigung der Neuemittentenreserve..... | 141 |
| Tabelle 7-7 | CO ₂ -Emissionen nach Energiebilanz-Sektoren von 1990 bis 2002 sowie Emissionsbudgets für die Perioden 2005-2007 und 2008-2012 | 146 |
| Tabelle 7-8 | Emissionsbudgets für die Perioden 2005-2007 und 2008-2012 nach dem BMU-Entwurf vom 29. Januar 2004 und dem Zuteilungsgesetz 2007 vom 26. August 2004..... | 148 |
| Tabelle 7-9 | Vergleich der Datenbasis des NAP 2005-2007 mit den Ergebnissen des Nationalen Inventarberichts 2005 | 153 |
| Tabelle 7-10 | Makroplan auf der Nationalebene unter Berücksichtigung der Datenbasis des Nationalen Inventarberichts 2005 | 154 |
| Tabelle 8-1: | Notwendige Daten zur Berechnung der Erstverteilung für unterschiedliche Alternativen..... | 161 |

| | | |
|----------------|---|-----|
| Tabelle 8-2: | Ermittlung der anzuwendenden Basisperiode | 164 |
| Tabelle 8-3: | Berechnung und Komponenten des Erfüllungsfaktors gemäß dem Nationalen Allokationsplan vom März 2004 | 190 |
| Tabelle 9-1 | Sonderzuteilungen für Early action, nach Bundesländern..... | 212 |
| Tabelle 9-2 | Varianten für den Ersatz der Kernkraftwerke..... | 232 |
| Tabelle 9-3 | Kosten des Auto Öl Programms bei der Miro-Raffinerie..... | 241 |
| Tabelle 10-1: | Festlegungen für künftige Zuteilungsperioden..... | 257 |
| Tabelle 11-1: | Verteilung der Anlagen und Zuteilungen nach Tätigkeitsbereichen | 260 |
| Tabelle 11-2: | Zuteilungen nach Wirtschaftsgruppen und Tätigkeiten in Mio. t/a | 261 |
| Tabelle 11-3: | Verteilung der Anlagen und Zuteilungen nach Bundesländern..... | 262 |
| Tabelle 11-4: | Zuteilungen nach Bundesländern und Tätigkeiten in Mio. t/a..... | 263 |
| Tabelle 11-5: | Zuteilungen nach Bundesländern und Tätigkeiten in % | 263 |
| Tabelle 11-6: | Verteilung der Anlagen und Zuteilungen nach Größenklassen | 264 |
| Tabelle 11-7: | Anlagen unter 30 000 t nach Tätigkeiten | 265 |
| Tabelle 11-8: | Anlagen unter 15 000 t nach Tätigkeiten | 265 |
| Tabelle 11-9: | Zuteilungen nach Zuteilungsregeln in Mio. t/a | 266 |
| Tabelle 11-10: | Verteilung der Anlagen und Zuteilungen mit Anerkennung von Early Action nach Bundesländern | 267 |
| Tabelle 11-11: | Inanspruchnahme der Optionsregel nach § 7 (12) in den Bereichen Energie und Industrie..... | 268 |
| Tabelle 11-12: | Zuteilungen nach Wirtschaftsgruppen und Zuteilungsregeln in Mio. t/a | 269 |
| Tabelle 11-13: | Zuteilungen nach Wirtschaftsgruppen und Zuteilungsregeln in % | 269 |
| Tabelle 11-14: | Verteilung der Kürzungen auf Anlagen | 270 |
| Tabelle 12-1: | Finanzielle Wirkungen der ökologischen Steuerreform nach Produktionsbereichen sowie dem Verbrauch der privaten Haushalte im Jahr 2003 | 284 |
| Tabelle 12-2 | Zuschlagsätze des KWKG..... | 289 |
| Tabelle 13-1 | Einfluss des Emissionshandels auf die Stromerzeugungskosten (Zertifikatspreis 10 Euro)..... | 308 |
| Tabelle 13-2 | Absolute und relative Änderungen der variablen und gesamten Stromerzeugungskosten bei Zertifikatspreisen von 5, 10 und 15 Euro | 309 |
| Tabelle 13-3 | Theoretische Überwälzung von Grenzkostenerhöhungen in unterschiedlichen Marktformen (unter der Annahme konstanter Produktionsgrenzkosten) | 317 |

| | | |
|-----------------|--|-----|
| Tabelle 13-4: | Strompreise für Industrie (Verbrauchertyp Ie) und Haushalte (Verbrauchertyp Dc) in Deutschland am 1.1.2004 in Cent je kWh..... | 327 |
| Tabelle 13-5: | Wirkungen eines Zertifikatspreises von 10 Euro auf die Strompreise (Simulation des Cournot-Oligopols mit dem EMELIE-Modell)..... | 328 |
| Tabelle 13-6: | Strompreiseffekte für Endkunden nach ILEX (2004) | 330 |
| Tabelle 13-7: | Berechnungen der verschiedenen Varianten der Kostenüberwälzung..... | 337 |
| Tabelle 13-8: | Auswirkungen des Emissionshandels auf die Produktionskosten und die Nachfrage für Zement | 341 |
| Tabelle 13-9: | Auswirkungen des Emissionshandels auf die Produktionskosten und die Nachfrage für Papier | 344 |
| Tabelle 13-10: | Auswirkungen des Emissionshandels auf die Produktionskosten und die Nachfrage für Behälterglas..... | 347 |
| Tabelle 13-11: | Auswirkungen des Emissionshandels auf die Produktionskosten und die Nachfrage für Flachglas | 348 |
| Tabelle 13-12: | Auswirkungen des Emissionshandels auf die Produktionskosten und die Nachfrage für Mauerziegel..... | 350 |
| Tabelle 13-13: | Auswirkungen des Emissionshandels auf die Produktionskosten und die Nachfrage für Dachziegel..... | 352 |
| Tabelle 13-14 : | Auswirkungen des EU-Emissionshandels in der EU und Deutschland Abweichung von der Referenz in % | 366 |
| Tabelle 14-1: | Von EU-Mitgliedstaaten angewendete Anlagendefinition..... | 379 |
| Tabelle 14-2: | In EU-Mitgliedstaaten gewählte Basisperioden | 381 |
| Tabelle 14-3: | Bisher genehmigte Opt in- und Opt out-Anträge von EU-Mitgliedstaaten | 382 |
| Tabelle 14-4: | Art der Zuteilung für Neuanlagen in Schweden..... | 390 |
| Tabelle 14-5: | Benchmarks in den einzelnen Ländern..... | 392 |
| Tabelle 14-6: | Länderbenchmarks im Vergleich zu Deutschland..... | 393 |
| Tabelle 14-7: | Benchmarks für Wärmeerzeugung im Vergleich | 394 |
| Tabelle 14-8: | Eckdaten der Nationalen Allokationspläne der EU-Mitgliedstaaten | 397 |
| Tabelle A- 1 | Mögliche Einteilung in homogene und in heterogene Produkte..... | 421 |
| Tabelle A- 2 | Vorschlag für Benchmark-Gruppen | 423 |
| Tabelle A- 3 | Anhaltswerte für Neuanlagen-Benchmarks nach dem Stand der Technik | 424 |
| Tabelle A- 4 | Vom UBA mit Stand 2003 verwendete CO ₂ -Emissionsfaktoren | 437 |

| | | |
|---------------|--|-----|
| Tabelle A- 5 | Angaben zu CO ₂ -Emissionsfaktoren und Heizwerten für Steinkohlen aus deutscher Förderung | 438 |
| Tabelle A- 6 | Angaben zu CO ₂ -Emissionsfaktoren und Heizwerten für Import-Steinkohlen | 439 |
| Tabelle A- 7 | Angaben zu CO ₂ -Emissionsfaktoren und Heizwerten für Rohbraunkohlen und Braunkohlenprodukte | 440 |
| Tabelle A- 8 | Ableitung der CO ₂ -Emissionsfaktoren für Propan, Butan, Methanol und Ethanol | 441 |
| Tabelle A- 9 | Angaben zu Gaszusammensetzung, CO ₂ -Emissionsfaktoren und Heizwerten für Erdgas und Stadtgas | 441 |
| Tabelle A- 10 | Angaben zu Gaszusammensetzung, CO ₂ -Emissionsfaktoren und Heizwerten für Kokereigas..... | 442 |
| Tabelle A- 11 | Angaben zu Gaszusammensetzung, CO ₂ -Emissionsfaktoren und Heizwerten für Kokereigas..... | 442 |
| Tabelle A- 12 | Basis-Emissionsfaktoren für CO ₂ und Heizwerte | 444 |

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|-------------------|---|
| AAU | Assigned Amount Unit |
| AGE | Arbeitsgruppe Emissionshandel |
| BAFin | Bundesamt für die Finanzdienstleistungsaufsicht |
| BAT | Best Available Technology, Beste verfügbare Technik |
| BHKW | Block-Heizkraftwerk (KWK) |
| BImSchV | Bundes-Immissionsschutz-Verordnung |
| BIP | Bruttoinlandsprodukt |
| BMF | Bundesministerium der Finanzen |
| BMU | Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit |
| BMWA | Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit |
| BVT | Beste verfügbare Technik |
| CDM | Clean Development Mechanismen, Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung |
| CER | Certified Emission Reduction |
| CH ₄ | Methan (THG) |
| CO ₂ | Kohlendioxid (THG) |
| CO ₂ e | Kohlendioxid-Äquivalent |
| ct | Cent |
| DEHSt | Deutsche Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt |
| DIW | Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung, Berlin |
| EA | Early Action, Frühes Handeln |
| ECCP | European Climate Change Program, Europäische Klimaschutzprogramm |
| EEG | Erneuerbare-Energien-Gesetz |
| EEX | European Energy Exchange, Energiebörse Deutschlands in Leipzig |
| EFrag | European Financial Reporting Advisory Group |
| EG | Europäische Gemeinschaft |
| ERU | Emission Reduction Unit |
| EStG | Einkommensteuergesetz |
| ET | Emissions Trading, Emissionshandel |
| ETS | Emissions Trading System, Emissionshandelssystem |
| EU | Europäische Union |
| EUA | European Union Emission Allowance, Emissionsberechtigung |
| EuI | Energie und Industrie |
| EUR | Euro |
| FhG | Fraunhofer Gesellschaft |
| FZ | Forschungszentrum |
| g | Gramm |
| GHD | Gewerbe, Handel, Dienstleistungen |
| GuD | Gas- und Dampfturbinen |
| HFC | Fluorkohlenwasserstoffe (THG) |
| HGB | Handelsgesetzbuch |
| IDW | Institut der Wirtschaftsprüfer |
| IET | International Emissions Trading, Internationaler Emissionshandel |
| IFRIC | International Financial Reporting Interpretations Committee |
| IPCC | Intergovernmental Panel on Climate Change |
| ISI | Institut für System- und Innovationsforschung., Karlsruhe |
| JI | Joint Implementation, gemeinsame Projektumsetzung |

| | |
|------------------|---|
| KfW | Kreditanstalt für Wiederaufbau |
| KKW | Kernkraftwerk |
| KOM | Kommission der Europäischen Gemeinschaft |
| KW | Kraftwerk |
| KWG | Kreditwesengesetz |
| KWK | Kraft-Wärme-Kopplung |
| KWKG | Kraft-Wärme-Kopplungs-Gesetz |
| Mio. | Million |
| N ₂ O | Distickstoffoxid (THG) |
| NACE | Nomenclature générale des activités économiques, Wirtschaftszweigklassifikationen der Europäischen Union |
| NAP | National Allocation Plan, Nationaler Allokationsplan, Zuteilungsplan |
| ÖSR | Ökologische Steuerreform |
| PFC | Perfluorierte Kohlenwasserstoffe (THG) |
| ppm | parts per million |
| PSR | Performance Standard Rate |
| RL | Richtlinie |
| SF ₆ | Schwefelhexafluorid (THG) |
| SVE | Selbstverpflichtungserklärung |
| t | Tonne |
| t/a | Tonnen pro Jahr |
| TEHG | Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz |
| THG | Treibhausgase |
| UBA | Umweltbundesamt |
| UNFCCC | United Nations Framework Convention on Climate Change, Klimarahmenkon- vention der Vereinten Nationen |
| UStG | Umsatzsteuergesetz |
| WBGU | Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen |
| ZuG | Zuteilungsgesetz |
| ZuV | Zuteilungsverordnung |

Einheiten und Faktoren

Dimensionsvorsatzzeichen

| | | |
|---|-------|-----------|
| m | Milli | 10^{-3} |
| k | Kilo | 10^3 |
| M | Mega | 10^6 |
| G | Giga | 10^9 |
| T | Tera | 10^{12} |
| P | Peta | 10^{15} |
| E | Exa | 10^{18} |

Energie und Leistungseinheiten

| | | |
|----|------------|------------------------------|
| J | Joule | $1 \text{ J} = 1 \text{ Ws}$ |
| W | Watt | |
| Wh | Wattstunde | |

Umrechnungsfaktoren

| | |
|-------------------------|-----------|
| 1 kcal | 4,1868 kJ |
| 1 kWh | 3 600 kJ |
| 1 kg SKE | 29 308 kJ |
| 1 kg RÖE | 41 868 kJ |
| 1 m ³ Erdgas | 31 736 kJ |

1 Einleitung (DIW Berlin)

1.1 Hintergrund

Die Verminderung von globalen Klimaänderungen ist eine der größten Herausforderungen der internationalen und nationalen Umweltpolitik. Auf dem Weltgipfel in Rio de Janeiro 1992 wurde in der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen (UNFCCC) als Ziel vereinbart, die Konzentration von Treibhausgasen in der Atmosphäre auf einem ungefährlichen Niveau zu stabilisieren. Hierzu wurden im Protokoll von Kyoto 1997 Zusagen vor allem der Industriestaaten konkretisiert. Danach sollen die Industriestaaten ihre Gesamtemissionen von sechs Treibhausgasen bis zur Verpflichtungsperiode 2008 bis 2012 insgesamt um mindestens 5 % unter das Niveau von 1990 senken. Nach der Ratifizierung durch Russland Ende 2004 ist das Kyoto-Protokoll im Februar 2005 in Kraft getreten und bildet nun den international verbindlichen Rahmen für die aktuelle Klimaschutzpolitik.

Im Kyoto-Protokoll wurden insbesondere die Zielbeiträge einzelner Länder (Annex B - Staaten) zum Klimaschutz im Zeitraum von 2008 bis 2012 festgeschrieben. Darüber hinaus wurde vereinbart, dass internationale Mechanismen eingeführt werden, die durch eine internationale Flexibilisierung Kosteneinsparungen beim Klimaschutz ermöglichen sollen und darüber hinaus zu einer nachhaltigen Entwicklung beitragen können. Hierzu zählen der internationale Handel mit Emissionsrechten zwischen Vertragsparteien (*International Emission Trading, IET*), die Kooperation zwischen Industrieländern durch die gemeinsame Projektumsetzung (*Joint Implementation, JI*) und die Kooperation mit Entwicklungsländern durch den Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung (*Clean Development Mechanismen, CDM*).

Die Europäische Union hat sich im Kyoto-Protokoll verpflichtet, die Emission von Treibhausgasen in der ersten Verpflichtungsperiode (2008-2012) um 8 % gegenüber dem Bezugsjahr (1990 bzw. 1995) zu vermindern. Dieses Gemeinschaftsziel wurde im Rahmen einer Lastenverteilung (*Burden Sharing*) auf die einzelnen Mitgliedstaaten verteilt. In diesem Rahmen hat sich Deutschland zu einer Verminderung der Emission von Treibhausgasen um 21 % verpflichtet.

Zur Erreichung der Klimaschutzziele hat die Europäische Kommission im Jahr 2000 das Europäische Klimaschutzprogramm (*European Climate Change Programm, ECCP*) entwickelt. Ein Kernelement des ECCP ist die Einführung eines europaweiten Handelssystems für Emissionsrechte. Dazu hat die Kommission im März 2000 ein Grünbuch und im Oktober 2001 einen ersten Richtlinienvorschlag vorgelegt. Nach intensiver Diskussion und Änderungen dieses Entwurfs haben der Europäische Rat und das Europäische Parlament die Richtlinie (2003/87/EG) vom 13. Oktober 2003 über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft verabschiedet, die am 25.10.2003 in Kraft getreten ist. Mit der Änderung dieser Richtlinie (2004/101/EG) vom 27. Oktober 2004 ist der Emissionshandel mit den projektbezogenen Mechanismen des Kyoto-Protokolls JI und CDM verknüpft worden (sog. *Linking-Directive*).

Die Richtlinie hat ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten geschaffen. Nach einer ersten Handelsperiode von 2005 bis 2007 sind fünfjährige Handelsperioden vorgesehen. Das System erfasst zunächst die Emissionen von Kohlendioxid in näher be-

stimmten Anlagen in den Bereichen Energie und Industrie. Nach der Richtlinie werden die Zertifikate in der ersten Periode zu mindestens 95 % und in der zweiten Periode zu mindestens 90 % kostenlos an die Emittenten vergeben.

In Nationalen Allokationsplänen müssen die Mitgliedstaaten für jede Handelsperiode festlegen, wie viele Zertifikate sie insgesamt verteilen und wie sie diese Gesamtmenge auf einzelne Emittenten (Anlagen) aufteilen. Die Nationalen Allokationspläne bilden damit den Kern der nationalen Umsetzung der Richtlinie und sind für das Funktionieren des Emissionshandels in Europa von entscheidender Bedeutung.

1.2 Ziele und Aufgaben des Forschungsvorhabens

Zur wissenschaftlichen Vorbereitung und Unterstützung der nationalen Umsetzung des Emissionshandelssystems wurde bereits im Dezember 2002 mit einem Forschungsvorhaben „Entwicklung eines nationalen Allokationsplans im Rahmen des EU-Emissionshandels“ (202 41 186/03) begonnen, das im Auftrag des Umweltbundesamtes gemeinsam vom DIW Berlin, vom Fraunhofer-ISI und vom Öko-Institut durchgeführt worden ist.

Ziel des Vorhabens war insbesondere die Entwicklung eines praktikablen Ansatzes zur Erstellung eines nationalen Allokationsplans im Rahmen des EU-weiten Emissionshandelssystems. Dabei sollten die Allokationsmöglichkeiten auf nationaler Ebene, sektoraler Ebene und Anlagenebene unter Berücksichtigung der rechtlichen und politischen Vorgaben sowie der vorhandenen Datengrundlagen näher untersucht und bewertet werden. Darüber hinaus sollte auch der politische Aushandlungsprozess auf nationaler und europäischer Ebene beratend begleitet werden.

Neben den konzeptionellen Grundlagen der Allokationsplanung standen dabei Fragen der notwendigen Datenbasis, der Berechnungsvarianten für den Makroplan, der allgemeinen und speziellen Zuteilungsregeln sowie institutionelle Fragen im Vordergrund. Außerdem waren kontinuierliche Arbeiten zur Unterstützung und Beratung der Bundesregierung bei der konkreten Erstellung des Allokationsplans und begleitende Gespräche insbesondere mit Vertretern der Wirtschaft erforderlich.

Das zunächst bis Ende 2003 geplante Vorhaben wurde im Jahr 2004 fortgesetzt, um auch den weiteren politischen Prozess und die Vorbereitungen für das Zuteilungsverfahren im Jahr 2004 wissenschaftlich begleiten zu können. Dabei ging es auch um die Unterstützung bei den Datenerhebungen, die im Vorfeld auf freiwilliger Basis durchgeführt wurden, sowie speziell um die Bereitstellung von Kennziffern für die Berechnung von Kohlendioxidemissionen. Des Weiteren wurde im Rahmen des Vorhabens u.a. die internationale Abstimmung unterstützt. Darüber hinaus ist die Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt) bei methodischen Fragen beraten worden.

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens sind zahlreiche Arbeitspapiere und Stellungnahmen zu allgemeinen und speziellen Fragen der Allokationsplanung erarbeitet worden. Einen Überblick über diese Arbeiten gibt ein Sachstandsbericht vom November 2004.¹

1.3 Aufbau des Abschlussberichts

Mit dem vorliegenden Abschlussbericht soll vor diesem Hintergrund eine Gesamtdarstellung der Allokationsplanung in Deutschland für die erste Handelsperiode gegeben werden. Dabei handelt es sich vorwiegend um eine bewertende Rückschau auf den Prozess und das Ergebnis der Allokationsplanung sowie des Zuteilungsverfahrens. Die Erfahrungen und Erkenntnisse dieses Forschungsvorhabens sollten auch bei der weiteren Entwicklung des Emissionshandels und der Allokationsplanung beachtet werden.

In *Kapitel 2* werden zunächst Ziele und Instrumente der Klimaschutzpolitik erläutert. Es wird dafür plädiert, die Diskussion über Ziele möglichst klar von der Diskussion über Instrumente oder konkrete Einzelregelungen politischer Maßnahmen zu trennen. Das Instrument des europäischen Emissionshandels ist als ein Element im Rahmen der umfassenderen europäischen und deutschen Klimaschutzstrategie zu betrachten. Bei der Bewertung des Emissionshandels sind sowohl alternative als auch gleichzeitig eingesetzte politische Instrumente zu berücksichtigen.

Unabhängig von den gegenwärtig gültigen Regelungen werden in *Kapitel 3* Gestaltungsoptionen des Emissionshandels und Allokationsverfahren klassifiziert und diskutiert. Dies soll zum einen eine Einordnung der bisher auf europäischer und deutscher Seite getroffenen Entscheidungen erleichtern und zum anderen auch Möglichkeiten für künftige Änderungen skizzieren. Dabei ist generell zu beachten, dass die einzelnen Gestaltungsoptionen häufig von einander abhängig sind, so dass sie nicht separat von anderen Regelungen beurteilt und ausgewählt werden können.

Die Regelungen der Richtlinie über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und weitere Vorgaben von europäischer Seite werden in *Kapitel 4* dargestellt, wobei diejenigen europäischen Vorschriften im Vordergrund stehen, die für die Allokationsplanung auf nationaler Ebene zu berücksichtigen sind. In diesem Zusammenhang wird auch auf die Historie der Richtlinie und auf unterschiedliche Positionen wichtiger Akteure in den Verhandlungen eingegangen.

Die Umsetzung dieser Richtlinie in Deutschland ist Gegenstand von *Kapitel 5*. Dazu gehört insbesondere die rechtliche Umsetzung durch das Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (TEHG), den Nationalen Allokationsplan (NAP), das Zuteilungsgesetz 2007 (ZuG 2007) und zugehörige Verordnungen, aber auch das institutionelle Umsetzungskonzept in Deutschland hinsichtlich der Rolle der DEHSt und der Länderverantwortlichkeiten. Darüber hinaus werden

¹ DIW Berlin, Fraunhofer-ISI, Öko-Institut: Sachstandsbericht zum F+E-Vorhaben: Nr. 202 41 186/03 des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit „Entwicklung eines nationalen Allokationsplans im Rahmen des EU-Emissionshandels“. Berlin, Karlsruhe, 23. November 2004.

der politische Verhandlungsprozess, das Verfahren der Öffentlichkeitsbeteiligung und die Rolle der Politikberatung in diesem Prozess erläutert.

Einen kurzen Überblick über das Gesamtkonzept des deutschen Allokationsplans gibt *Kapitel 6*. Dabei stehen die Regelungen des Zuteilungsgesetzes 2007 im Vordergrund, in dem vor allem die Mengenplanung (Makroplan) und die Grundregeln für die Zuteilung sowie besondere Zuteilungsregeln (Mikroplan) festgelegt sind. Diese Regelungen werden in den nachfolgenden Kapiteln detailliert betrachtet.

In *Kapitel 7* wird die Allokationsplanung auf der Makroebene untersucht. Das Mengengerüst für den Allokationsplan wird dabei für unterschiedliche Varianten berechnet, wobei insbesondere die Selbstverpflichtungen der Wirtschaft berücksichtigt werden. Dabei werden u.a. die Bereitstellung einer Reserve für Neuemittenten und die Anrechnung von Mehremissionen aufgrund des Auslaufens der Kernenergienutzung berücksichtigt. In diesem Zusammenhang ist aber auch nach politischen Maßnahmen in den Bereichen zu fragen, die nicht dem Emissionshandel unterliegen (Haushalte, Gewerbe, Handel, Dienstleistungen, Verkehr), so dass insgesamt eine Einhaltung der Emissionsziele in der ersten Handelsperiode 2005 bis 2007 und in der Kyoto-Periode 2008 bis 2012 gewährleistet werden kann.

Die Grundregeln für die Zuteilung im Mikroplan werden ausführlich in *Kapitel 8* behandelt. Der Schwerpunkt liegt hier auf der Diskussion der entsprechenden Regelungen des Zuteilungsgesetzes 2007. Zusätzlich werden hier auch zuvor diskutierte, aber letztlich nicht weiter verfolgte Regelungen erläutert. Die Einzelpunkte werden anhand eines Analyserasters untersucht, das die Problemstellung, die Regelungsalternativen, die aktuellen Festlegungen und deren Bewertung sowie einen Ausblick umfasst. Hinsichtlich der Regelungsbereiche im Mikroplan sind insbesondere Bestandsanlagen und Neuanlagen zu unterscheiden. In diesem Kapitel wird auch dargestellt, wie mit Hilfe des Erfüllungsfaktors und der anteiligen Kürzung von Zuteilungen ein Ausgleich des Mikroplans mit dem Makroplan erreicht wird und welche alternativen Möglichkeiten hierfür bestehen. Darüber hinaus wird gesondert die Frage der – bisher noch umstrittenen – Ex-post-Anpassungen behandelt, die der deutsche Allokationsplan und das Zuteilungsgesetz 2007 an mehreren Stellen vorsehen.

Die besonderen Zuteilungsregeln werden vertieft in *Kapitel 9* untersucht. Dabei handelt es sich um die Sonderregeln für frühzeitige Emissionsminderungen (*Early Action*), prozessbedingte Kohlendioxidemissionen, Kraft-Wärme-Kopplung und Kernenergieersatz. Zusätzlich werden mögliche emissionserhöhende Vorschriften untersucht und es wird begründet, warum hierfür keine Sonderregelungen erforderlich waren. Die einzelnen Sonderregelungen werden nach demselben Analyseraster wie die Grundregeln der Zuteilung untersucht.

In *Kapitel 10* wird nach den intertemporalen Implikationen des Allokationsplans gefragt, insbesondere nach den Regelungen, die mögliche Auswirkungen auf künftige Handelsperioden haben. Dabei sind drei Gruppen von Regelungen zu unterscheiden, nämlich nationale Ziele und Reserveausgleich im Makroplan, längerfristige Zuteilungsregeln im Mikroplan und Überführungsmöglichkeiten von Emissionsrechten zwischen Perioden (*Banking*). In diesem Zusammenhang ist darüber hinaus ein Versprechen der Bundesregierung zur Kompensation von anteiligen Kürzungen der Zuteilungsmengen zu betrachten.

Eine quantitative Analyse der Zuteilungen für die Handelsperiode 2005 bis 2007 erfolgt in *Kapitel 11* auf Basis der Daten der DEHSt über die Ergebnisse des Zuteilungsverfahrens in Deutschland. Im Vordergrund steht dabei die Struktur der Zuteilungen nach den einzelnen Regelungen des Zuteilungsgesetzes, nach Tätigkeitsbereichen und nach Wirtschaftssektoren. Von besonderem Interesse ist hierbei auch die Verteilung der Inanspruchnahme von Options-, Sonder- und Härtefallregelungen, die einen wesentlichen Einfluss auf den Abgleich mit dem Makroplan durch Erfüllungsfaktor und anteilige Kürzung für nicht begünstigte Bestandsanlagen haben.

In *Kapitel 12* werden Wechselwirkungen zwischen dem Emissionshandel und anderen politischen Instrumenten in Deutschland untersucht. Von besonderer Bedeutung sind hierbei die ökologische Steuerreform, das Kraft-Wärme-Kopplungs-Gesetz und das Erneuerbare-Energien-Gesetz. Darüber hinaus werden hier auch ordnungsrechtliche Instrumente betrachtet. Dabei ist jeweils von Interesse, ob sich diese Instrumente gegenseitig ersetzen oder ergänzen, wie sie zusammenwirken und wie der kombinierte Instrumenteneinsatz gegebenenfalls besser aufeinander abgestimmt werden kann.

Wirtschaftliche Auswirkungen des Emissionshandels und speziell der Allokationsplanung werden in *Kapitel 13* thematisiert. Dabei beschränken sich die hier durchgeführten Wirkungsschätzungen aufgrund bisher noch nicht vorliegender empirischer Daten, aber auch aufgrund methodischer Schwierigkeiten, im Wesentlichen auf qualitative Analysen. Tiefergehende Wirkungsanalysen bleiben deshalb künftigen Forschungsarbeiten außerhalb dieses Vorhabens vorbehalten. In diesem Kapitel werden zunächst die Auswirkungen im Bereich der Elektrizitätswirtschaft und in ausgewählten Bereichen des Verarbeitenden Gewerbes diskutiert. Zu den gesamtwirtschaftlichen Wirkungen des Emissionshandels werden zum einen Ergebnisse vorliegender Studien erläutert und zum anderen konzeptionelle Fragen solcher Analysen auch im Hinblick auf künftige Untersuchungen diskutiert.

Ein internationaler Vergleich der nationalen Allokationspläne für den europäischen Emissionshandel wird in *Kapitel 14* vorgenommen. Speziell betrachtet werden dabei die Mengengerüste der Makropläne, die zu Grunde liegenden Anlagendefinitionen, die Zuteilungsregelungen und die Verwendung von Benchmarks. Auf der Grundlage dieses Vergleichs soll auch nach alternativen Regelungen in Deutschland bzw. nach einem Abstimmungsbedarf der Regelwerke in Europa gefragt werden.

In *Kapitel 15* werden wichtige Schlussfolgerungen der Untersuchung zusammengefasst und ein Ausblick auf die weitere Entwicklung des Emissionshandels und der Allokationsplanung gegeben.

Der *Anhang* enthält detaillierte Angaben zu Benchmarks für homogene Produktgruppen, zu Emissionsfaktoren und zu prozessbedingten Emissionen.

2 Ziele und Instrumente des Klimaschutzes (DIW Berlin)

2.1 Vorbemerkungen

Die bereits beobachteten und künftig drohenden globalen Klimaänderungen erfordern politisches Handeln auf internationaler und nationaler Ebene. Eine geeignete, weltweit abgestimmte und langfristig angelegte Klimaschutzpolitik stellt eine der größten Herausforderungen der Umweltpolitik dar, die zugleich eng mit anderen Politikbereichen verknüpft ist. Bei der Gestaltung und Beurteilung der Klimaschutzpolitik ist es wichtig, sowohl die Ziele als auch die Instrumente des Klimaschutzes genauer zu betrachten. Weder Ziele noch Instrumente sind von vornherein vorgegeben, sondern Gegenstand der wissenschaftlichen Analyse und der politischen Auseinandersetzung und Abwägung.

Aufgrund unvollständiger Informationen und Bewertungen über relevante Wirkungsmechanismen – im naturwissenschaftlichen, im technischen und im sozialwissenschaftlichen Bereich – aber auch aufgrund divergierender Interessen wird auf unterschiedlichen Ebenen sowohl über angemessene klimapolitische Ziele als auch über unterschiedliche politische Instrumente diskutiert. Solche Diskussionsprozesse sind auch künftig unverzichtbar, um nachhaltige Erfolge beim Klimaschutz erreichen zu können. Dabei lassen sich die Auseinandersetzungen zum einen über Ziele und zum anderen über Instrumente nicht immer eindeutig voneinander trennen, zumal sich bei näherer Betrachtung Überschneidungen und Interdependenzen der Ziel- und der Instrumentenebenen zeigen können. Dennoch sollte in der Diskussion möglichst große Klarheit darüber herrschen, ob über unterschiedliche Ziele, über unterschiedliche Strategien, über einzelne Instrumente oder deren konkrete Ausgestaltung gestritten wird.

Aus ökonomischer Sicht sind klimapolitische Ziele insbesondere unter Abwägung der Kosten von Klimaschäden und der Kosten des Klimaschutzes bzw. der Anpassung an Klimaänderungen zu beurteilen, wobei allerdings komplexe globale Zusammenhänge und Langfristaspekte zu beachten sind, die einer quantitativen Analyse nur begrenzt zugänglich sind. Dagegen geht es bei der Instrumentendiskussion in erster Linie darum, aus dem zur Verfügung stehendem Instrumentarium die geeignete Auswahl für konkrete politische Maßnahmen zu treffen. Dies erfordert in der Regel einen Vergleich von unterschiedlichen Instrumenten unter Berücksichtigung von Kriterien der Wirksamkeit, der Effizienz, der Praktikabilität, der politischen Durchsetzbarkeit und der Systemkonformität.

Aus unterschiedlichen Gründen sind in diesem Zusammenhang häufig nicht allein einzelne alternative Instrumente gegeneinander abzuwägen, sondern es sind darüber hinaus auch Kombinationen von mehreren Instrumenten bzw. Maßnahmen zu berücksichtigen, um ein vorgegebenes Ziel erreichen zu können (Instrumentenmix, Maßnahmenbündel). In diesen, für die Praxis typischen Fälle sind bei der Instrumentenwahl, aber auch bei der Ausgestaltung und Dosierung der politischen Maßnahmen besonders die Wechselwirkungen zu beachten, die beim gleichzeitigen Einsatz unterschiedlicher Instrumente auftreten können.

Vor dem Hintergrund der vorliegenden Erkenntnisse über Klimaänderungen werden im Folgenden globale Strategien und Ziele des Klimaschutzes skizziert und unterschiedliche Mechanismen und Instrumente der Klimaschutzpolitik erläutert. Dabei ist das Instrument des eu-

ropäischen Emissionshandels als ein Element im Rahmen der umfassenderen europäischen und deutschen Klimaschutzstrategie zu betrachten.

2.2 Globale Klimaänderungen und -strategien

Der Schutz vor weltweiten Klimaveränderungen ist eine der größten Herausforderungen der nationalen und internationalen Umweltpolitik. Durch den zu hohen Ausstoß von Treibhausgasen wie Kohlendioxid (CO₂) wird der Wärmehaushalt der Erde aus dem Gleichgewicht gebracht. Wenn dieser Treibhauseffekt nicht gebremst wird, droht eine so starke globale Erwärmung, dass der Meeresspiegel deutlich steigt, so dass Küstenregionen und tief gelegene Inselstaaten überflutet werden, dass sich Wüstenregionen stark ausbreiten, Gletscher mehr und mehr abschmelzen und dass immer häufiger Wirbelstürme und Überschwemmungen katastrophale Schäden anrichten. Schon heute ist der Klimawandel eine der Hauptursachen von Naturkatastrophen. Klimaschutz ist deshalb eine wesentliche Voraussetzung für eine nachhaltige Entwicklung.

Nach den jüngsten Analysen der IPCC (2001) hat die globale Oberflächentemperatur auf der Erde in den vergangenen 140 Jahren bereits deutlich zugenommen. Im 20. Jahrhundert ist die Durchschnittstemperatur um 0,6 °C (+/- 0,2 °C) gestiegen, dieser Effekt übertrifft die früheren Schätzungen bis 1994 aufgrund der weiteren Erwärmung und verbesserter Analysemethoden noch um 0,15 °C. Es wird für sehr wahrscheinlich gehalten, dass die neunziger Jahre die wärmste Dekade seit 1861 waren. In den vergangenen Jahrzehnten wurden bereits ein Rückgang der Schneebedeckung und eine Verkürzung der Vereisungszeit von Seen und Flüssen beobachtet, ebenso ein Rückgang der Gletscher in nichtpolaren Regionen und eine Verminderung der arktischen Eisdicke, vor allem im Spätsommer. Die globale Meerestemperatur hat sich in den vergangenen Jahren erhöht und der Meeresspiegel ist im letzten Jahrhundert um 0,1 bis 0,2 Meter angestiegen.

Aufgrund anthropogener Emissionen hat sich die Konzentration von Treibhausgasen in der Erdatmosphäre im letzten Jahrhundert stark erhöht. Bei einem ungebremsten Wachstum der Emissionen könnte sich die globale Temperatur bis zum Ende dieses Jahrhunderts um bis zu 3,5 °C erhöhen. Die atmosphärische CO₂-Konzentration ist von 280 ppm in der Periode 1000-1750 auf 368 ppm im Jahr 2000 gestiegen. Bei einer Überschreitung von 450 ppm und einer Temperaturerhöhung von 2 °C gegenüber dem vorindustriellen Niveau wären aber bereits erhebliche, irreversible Klimaschäden zu befürchten. Deshalb sollte die Konzentration der Treibhausgase zumindest auf dem gegenwärtigen Niveau stabilisiert werden, um eine beträchtliche Zunahme materieller und immaterieller Klimaschäden und die damit verbundenen globalen Kosten zu vermeiden (Kemfert 2004, 2005).

Angesichts der drohenden Klimaänderungen sind global unterschiedliche strategische Ansätze zu betrachten, die sich gegenseitig ergänzen, nämlich eine Verminderung der Emission von Treibhausgasen, eine Verstärkung von Senken und eine Anpassung an Klimaänderungen. Zu einer Verringerung der Emissionen können vor allem Energieeinsparungen und die Substitution von emissionsintensiven Energieträgern beitragen, so dass sich insbesondere die Kohlenstoffintensität vermindert. Hinzu kommen Möglichkeiten zur Rückhaltung und Speicherung

von Kohlendioxid, die noch weiter zu untersuchen und zu entwickeln sind. Darüber hinaus müssen auch die nicht-energiebedingten Emissionen von Kohlendioxid und die Emissionen anderer Treibhausgase begrenzt werden, die ebenfalls zum Teil nicht energiebedingt sind. Die Konzentration in der Erdatmosphäre kann auch dadurch vermindert werden, dass die Aufnahmefähigkeit von Senken durch Landnutzungsänderungen in den Bereichen Forst- und Landwirtschaft erhöht wird. Neben solchen Maßnahmen, die der Verminderung von Klimaänderungen dienen, werden auch mehr oder minder umfangreiche Maßnahmen zur Anpassung an Klimaänderungen und deren Folgen erforderlich sein, z.B. der Bau von Dämmen gegen Überschwemmungen.

Vor diesem Hintergrund ist eine Stabilisierung der Treibhausgas-Konzentration erforderlich, die nur durch eine beträchtliche Verminderung der globalen Netto-Emissionen erreicht werden kann. Unter Berücksichtigung des Nachholbedarfs in Entwicklungsländern ist vor allem in Industrieländern langfristig eine erhebliche Reduktion der Emission von Treibhausgasen notwendig. So vertritt der Wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (WBGU 2003) die Auffassung, dass Industrieländer ihre Treibhausgasemissionen bis 2020 um 40 % und bis 2050 sogar um 80 % reduzieren müssen.

Die bisherige Entwicklung lässt allerdings noch keine weltweite Tendenz zur Emissionsverminderung erkennen. Entgegen den Erfordernissen des Klimaschutzes sind die Treibhausgasemissionen von 1990 bis 2002 um rund 8 % gestiegen (Ziesing 2004). Weitere Verzögerungen der Klimapolitik würden aber die Nettokosten von Klimaänderungen wesentlich erhöhen (Kemfert 2005). Deshalb sind auf internationaler, europäischer und nationaler Ebene große Anstrengungen erforderlich, um die Emission von Treibhausgasen zu vermindern.

Auf dem Weltgipfel in Rio 1992 wurde in der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen (UNFCCC) als Ziel vereinbart, die Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre auf einem ungefährlichen Niveau zu stabilisieren. Ein weiterer Meilenstein wurde 1997 mit dem Protokoll von Kyoto gesetzt, in dem rechtsverbindliche Zusagen vor allem der Industriestaaten formuliert wurden. Danach sollen die Industriestaaten ihre Gesamtemissionen gemäß Art. 3 des Protokolls bis zur Verpflichtungsperiode 2008 bis 2012 insgesamt um mindestens 5 % unter das Niveau von 1990 senken. Nach der Ratifizierung durch Russland Ende 2004 ist das Kyoto-Protokoll im Februar 2005 in Kraft getreten und bildet nun den international verbindlichen Rahmen für die aktuelle Klimaschutzpolitik.

Im Kyoto-Protokoll von 1997 wurden insbesondere die Zielbeiträge einzelner Länder (Annex B -Staaten) zum Klimaschutz im Zeitraum von 2008 bis 2012 festgeschrieben. Darüber hinaus wurde vereinbart, dass internationale Mechanismen eingeführt werden, die durch eine internationale Flexibilisierung vor allem Kosteneinsparungen beim Klimaschutz ermöglichen sollen und darüber hinaus zu einer nachhaltigen Entwicklung beitragen können. Hierzu zählen

- der internationale Handel mit Emissionsrechten zwischen Vertragsparteien gemäß Artikel 17 Kyoto-Protokoll (International Emission Trading, IET),
- die Kooperation zwischen Industrieländern durch die gemeinsame Projektumsetzung gemäß Artikel 6 Kyoto-Protokoll (Joint Implementation, JI) und

- die Kooperation mit Entwicklungsländern durch den Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung gemäß Artikel 12 Kyoto-Protokoll (Clean Development Mechanismen, CDM).

Solche Instrumente sollen ergänzend zu nationalen Klimaschutzmaßnahmen eingesetzt werden (Supplementarität).

Diese internationalen Festlegungen sowohl der Ziele als auch der flexiblen Mechanismen sind wichtige Rahmenbedingungen auch der europäischen und deutschen Klimaschutzpolitik. Mit Blick auf den europäischen Emissionshandel ist insbesondere von Bedeutung, dass damit Mindestziele für die Reduktion von Treibhausgasen im Zeitraum 2008 bis 2012 vorgegeben sind und dass dabei die flexiblen Mechanismen berücksichtigt werden können. Außerdem sind die projektbezogenen Mechanismen CDM und JI durch die sogenannte Linking-Directive von 2004 mit dem europäischen Emissionshandelssystem verknüpft worden, so dass den betroffenen Unternehmen Gutschriften aus Projektaktivitäten als Emissionsberechtigungen angerechnet werden können.

2.3 Ziele der Klimaschutzpolitik in Europa und in Deutschland

Europa und speziell Deutschland haben im internationalen Prozess eine Führungsrolle übernommen. Die Europäische Union hat sich im Kyoto-Protokoll zu einer Reduktion der Treibhausgasemissionen gegenüber dem Basisjahr (1990 bzw. 1995) um 8 % verpflichtet. Strategische Ansätze zur Realisierung dieses Ziels sind im Europäischen Klimaschutzprogramm (ECCP) aus dem Jahr 2000 formuliert worden. Hierzu zählt vor allem das europäische System für den Handel mit Emissionsrechten.

Die deutsche Regierung hatte sich schon sehr früh zum Klimaschutz bekannt und zählte international und in Europa zu den Vorreitern. Noch vor der Rio-Konferenz hatte die Bundesregierung in mehreren Beschlüssen 1990/1991 ein umfassendes nationales CO₂-Minderungsprogramm verabschiedet, in dem sie anstrebte, die CO₂-Emissionen bis 2005 gegenüber 1987 um 25 bis 30 % zu reduzieren (Bundesregierung 1994). An dem nur wenig modifizierten, ehrgeizigen Ziel, die CO₂-Emissionen in Deutschland von 1990 bis 2005 um 25 % zu vermindern, wurde auch nach dem Regierungswechsel (1998) im Klimaschutzprogramm von 2000 und im dritten Nationalbericht an die Staatengemeinschaft von 2002 noch festgehalten. Mittlerweile hat sich allerdings herausgestellt, dass dieses Ziel nicht mehr erreichbar ist (Ziesing 2005). Vor allem konnten die schon zu Beginn der neunziger Jahre verbuchten Minderungserfolge, die zum Teil Folge der Umstrukturierung in Ostdeutschland waren, nicht im gleichen Maße fortgesetzt werden.

Im Rahmen der europäischen Lastenteilung (Burden Sharing) hat sich Deutschland zur Erfüllung der Ziele des Kyoto-Protokolls dazu verpflichtet, die Emission von Treibhausgasen im Zeitraum von 2008 bis 2012 im Vergleich zu 1990/1995 um 21 % zu vermindern. Auch dies ist im internationalen Vergleich eine anspruchsvolle Zielmarke, die nicht ohne klimaschutzpolitische Anstrengungen erreichbar ist.

Die Ziele des Kyoto-Protokolls müssen von den Vertragsstaaten in der ersten Verpflichtungsperiode erfüllt werden. Diese Periode ist auf dem Weg zu einer Stabilisierung der Konzentra-

tion von Treibhausgasen allerdings nur ein notwendiger Zwischenschritt, auf den weitere Verminderungen von Emissionen folgen müssen. Im Hinblick auf die längerfristigen Ziele wurde in der Koalitionsvereinbarung 2002 festgelegt, dass Deutschland seine Vorreiterrolle beim internationalen Klimaschutz weiter offensiv wahrnehmen wird. Unter der Voraussetzung, dass sich die EU zu einer Verminderung der Treibhausgase bis 2020 um 30 % verpflichtet, wurde vorgeschlagen, dass Deutschland einen Beitrag von minus 40 % anstreben wird.²

Auf nationaler Ebene sind seit Anfang der neunziger Jahre zahlreiche politische Maßnahmen ergriffen worden, um vor allem die CO₂-Emissionen durch erhöhte Energieeffizienz und Energieträgersubstitution zu vermindern. Zusammen mit wirtschaftsstrukturellen Änderungen hat dies dazu beigetragen, dass sich die Emission von Treibhausgasen hier gegenüber 1990 bereits um rund 19 % vermindert hat (Umweltbundesamt 2004, Ziesing 2005). Dennoch sind weitere Anstrengungen erforderlich, um das für 2008 bis 2012 vorgegebene Ziel und danach weitere Emissionsminderungen zu erreichen.

2.4 Instrumente und Maßnahmen der Klimaschutzpolitik

Wie die bisherige Entwicklung gezeigt hat, können die klimapolitischen Ziele nicht von allein realisiert werden, sondern erfordern insbesondere hinsichtlich der langfristig angestrebten Entwicklung geeignete Rahmenbedingungen und wirksame politische Eingriffe. Hierfür steht grundsätzlich das gesamte umweltpolitische Instrumentarium zur Verfügung.

Politische Maßnahmen sind klar abzugrenzen von politischen Zielen, die sich etwa auf den Zustand der Umwelt oder die Belastung von Umweltmedien beziehen. Hierzu gehören in einem weiteren Sinn auch Strukturziele, z.B. „Erhöhung des Anteils der Kraft-Wärme-Kopplung“), die allerdings aus übergeordneten Zielen abzuleiten und zu rechtfertigen sind. Zum anderen sind politische Maßnahmen abzugrenzen von technischen und organisatorischen Änderungen, die von einzelnen Unternehmen oder Haushalten durchgeführt werden (z.B. „Investition in Wärmedämmung“). Abgesehen von unmittelbar staatlichen Aktivitäten wie öffentlichen Investitionen in die Infrastruktur dienen politische Maßnahmen im Allgemeinen dazu, politische Ziele bzw. Strategien mittelbar umzusetzen, indem das Verhalten von Privaten durch mehr oder weniger bindende Vorgaben oder Anreize beeinflusst wird. Unter politischen Maßnahmen werden konkrete Eingriffe des Staates in das Wirtschaftsgeschehen verstanden. Hierfür stehen (unabhängig von der konkreten zeitlichen Implementierung und der jeweiligen Dosierung) unterschiedliche politische Instrumente zur Verfügung, die sich z.B. durch die jeweiligen Eingriffsfelder und die Eingriffsintensität unterscheiden. In der Praxis wird dabei häufig der Einsatz mehrerer Instrumente miteinander kombiniert.

Entsprechend den Vorgaben für die nationale Berichterstattung innerhalb der Klimarahmenkonvention sind neun Typen von Instrumenten zu unterscheiden (Tabelle 2-1).

² Die Notwendigkeit der Klimaschutzpolitik wird auch von großen Teilen der deutschen Bevölkerung anerkannt. In einer aktuellen repräsentativen Befragung zum Umweltbewusstsein in Deutschland waren 56 % der Befragten der Meinung, dass Deutschland innerhalb Europas im Klimaschutz vorangehen soll (BMU 2004).

Als ökonomische Instrumente werden solche Maßnahmenkategorien betrachtet, mit denen der Staat indirekt das Verhalten der Privaten durch preis- oder mengenpolitische Mechanismen steuert oder die Voraussetzungen für marktwirtschaftliche Lösungen schafft. Zu fiskalischen Instrumenten gehören im weiten Sinne alle staatlichen Aktivitäten, die über eine Veränderung im Staatshaushalt wirken; in einem engeren Sinne versteht man darunter insbesondere solche Maßnahmen, mit denen der Staat mit öffentlichen Mitteln bestimmte Vorhaben finanziell fördert oder - etwa im Infrastrukturbereich - selbst durchführt. Freiwillige Selbstverpflichtungen zum Klimaschutz können grundsätzlich unabhängig von staatlicher Politik abgegeben werden; häufig stehen Verpflichtungserklärungen der Wirtschaft – unabhängig davon, ob sie eigeninitiativ oder verhandelt zustande kommen - aber im Zusammenhang mit ihrer staatlichen Anerkennung im Hinblick auf andere Maßnahmen. Soweit im Gegenzug zu Verpflichtungserklärungen auf andere Maßnahmen von Seiten des Staates verzichtet wird oder Sonderregelungen gewährt werden, können sie mittelbar auch zu staatlichen Instrumenten gezählt werden. Im Vergleich hierzu sind Instrumente des Ordnungsrechts, mit denen bestimmte Handlungen als Standard vorgeschrieben oder verboten werden, durch eine besonders hohe Eingriffsintensität des Staates gekennzeichnet. Dagegen zählen Maßnahmen zur Verbesserung der Information und der Bildung allgemein zu den „weichen“ Instrumenten. Eine gesonderte Kategorie stellt die Förderung im Bereich von Forschung, Entwicklung und Demonstration neuer Technologien dar, da sie nicht unmittelbar das aktuelle Markgeschehen beeinflusst, aber gerade für Langfriststrategien von besonderer Bedeutung ist. Zu den anderen Instrumenten gehört schließlich insbesondere der Abbau von institutionellen Hemmnissen, die z.B. der Energieeinsparung oder dem verstärkten Einsatz erneuerbarer Energien entgegenstehen können.

Tabelle 2-1 Typen politischer Instrumente

| Instrumententyp | Erläuterung, Beispiele |
|--|--|
| E Ökonomische Instrumente | Preis- und mengenpolitische Steuerungsmechanismen Umweltabgaben/-steuern, Handelbare Zertifikate, Handelbare Quoten, Mindestpreise, Tarifpolitik, Marktreform/-öffnung |
| F Fiskalische Instrumente | Subventionen und öffentliche Infrastrukturausgaben Zuschüsse, verbilligte Kredite, Steuererleichterungen, Staatliche Investitionen |
| V Verpflichtungserklärungen | Freiwillige und verhandelte Selbstverpflichtungen, Vereinbarungen von Wirtschaftsbereichen, Branchen oder Unternehmen |
| R Regulierung | Ordnungsrechtliche Vorschriften Ver- und Gebote, technische Standards, Produktkennzeichnung |
| I Information | Allgemeine Information und Beratung Broschüren, Informationszentralen, Agenturen, Beratungsstellen |
| ET Bildung | Regelung und Förderung der Bildung Aus-, Fort- und Weiterbildung |
| D Forschung und Entwicklung | Förderung der Forschung, Entwicklung und Demonstration Grundlagen- und anwendungsorientierte Forschung, Projektförderung |
| O Andere | Andere Instrumente Appelle, indikative Zielvorgaben/Planung, Hemmnisabbau |
| Dritter Nationalbericht der Bundesregierung (2002); UNFCCC Guidelines (FCCC/CP/1999/7, Febr. 2000) Die Typen F und O sind im Nationalbericht nicht verwendet. | |

Quelle: DIW Berlin, FZ Jülich, FhG-ISI Karlsruhe, Öko-Institut Berlin (2004)

Bei der Auswahl der Instrumente wie auch bei der Ausgestaltung konkreter politischer Maßnahmen sind grundsätzlich die folgenden Kriterien zu berücksichtigen:

- die ökologische Effektivität im Sinne der Wirksamkeit zur Erreichung eines vorgegebenen umweltpolitischen Ziels,
- die ökonomische Effizienz, sowohl im Sinn der Kostenminimierung (einschließlich Verwaltungs- und Transaktionskosten) als auch im dynamischen Sinn, vor allem mit Blick auf Innovationen,
- die Praktikabilität der mit dem staatlichen Eingriff verbundenen Regelungen (sowohl für die Administration als auch für die betroffenen privaten Unternehmen oder Haushalte),
- die politische Durchsetzbarkeit, die in der Regel eine breite gesellschaftliche Akzeptanz voraussetzt sowie die hinreichende Berücksichtigung von Gerechtigkeitsfragen, und
- die Systemkonformität, die vor allem in rechtlicher und in wirtschaftlicher Hinsicht erforderlich ist.

Unter Berücksichtigung solcher Kriterien wird vor allem von umweltökonomischer Seite eine stärkere Nutzung von ökonomischen Instrumenten anstelle von ordnungsrechtlich regulieren-

den oder rein fiskalischen Instrumenten gefordert, da sie grundsätzlich dem privaten Sektor eine größere Flexibilität lassen und deshalb auch ein höheres Maß an ökonomischer Effizienz bieten können. Zu diesen ökonomischen Instrumenten gehört insbesondere der Handel mit Emissionsrechten (vgl. auch Kapitel 3).

Aus theoretischer Sicht würde es nahe liegen, zur Verfolgung eines vorgegebenen Ziels ein einzelnes Instrument auszuwählen und es in entsprechender Dosierung zu implementieren. In der Praxis reicht allerdings häufig ein Instrument allein nicht aus, um ein Ziel unter Berücksichtigung der oben genannten Kriterien zu erreichen. Für eine Kombination von mehreren Instrumenten bzw. Maßnahmen können unterschiedliche Gründe sprechen:

- zielgruppenspezifische Hemmnisse umweltverträglichen Verhaltens,
- beschränkte Praktikabilität eines Instruments in einzelnen Wirtschaftsbereichen,
- eine zu hohe Dosierung bei Beschränkung auf eine Einzelmaßnahme und
- überlappende Ziele z.B. der Klima- und Technologiepolitik.

Deshalb werden in der Regel zugleich mehrere politische Maßnahmen zum Klimaschutz eingesetzt. So umfasst z.B. der Katalog der Maßnahmen in den deutschen Nationalberichten mehr als einhundert Einzelmaßnahmen (Bundesregierung 1994, 1997, 2002).

In diesem Zusammenhang ist besonders zu beachten, dass der europäische Emissionshandel zumindest bisher als ein partielles Handelssystem konstruiert ist, in dem nicht alle Treibhausgase und insbesondere nicht alle Emittentengruppen erfasst sind. Allein hieraus ergibt sich schon die Notwendigkeit dieses Instrument mit anderen Instrumenten zu kombinieren. Dabei ist besonders auf eine ausreichende Abstimmung zwischen unterschiedlichen Instrumenten zu achten. Die genannten Kriterien wie ökonomische Effizienz müssen dann nicht allein für den Einsatz eines einzelnen Instrumentes erfüllt sein, sondern für das gesamte Maßnahmenbündel.

Gerade im Fall von Maßnahmenbündeln ist allerdings eine Analyse von Wirkungen einzelner Maßnahmen besonders schwierig, da in der Regel Wechselwirkungen auftreten. Dabei können sich die Effekte einzelner Maßnahmen bei ihrer Kombination verstärken oder aber abschwächen (vgl. DIW, FZ Jülich, FhG-ISI, Öko-Institut 1998).

Bei der Beurteilung von Wirkungen politischer Maßnahmen ist darüber hinaus grundsätzlich zu beachten, dass jeweils geeignete Alternativen miteinander verglichen werden. So wäre es z.B. nicht angebracht, den Emissionshandel durch einen bloßen Vergleich einer Situation mit Emissionshandel und einer Referenzsituation ohne Emissionshandel zu beurteilen, wenn nicht gleichzeitig alternative Instrumente berücksichtigt werden, mit denen die vorgegebenen Ziele erreicht werden könnten.

2.5 Fazit

Bei der Diskussion über die Ausgestaltung des europäischen Emissionshandels und der Allokationsplanung sind sowohl die übergreifenden Ziele des Klimaschutzes als auch alternative und gleichzeitig eingesetzte politische Instrumente zu berücksichtigen. Dabei sollte die Diskussion über Ziele möglichst klar von der Diskussion über Instrumente oder konkrete Einzelregelungen politischer Maßnahmen getrennt werden.

Zur Beurteilung von klimapolitischen Zielen müssen grundsätzlich die Kosten von Klimaschäden und die Kosten des Klimaschutzes bzw. der Anpassung an Klimaänderungen abgewogen werden. Aufgrund komplexer globaler Zusammenhänge und der Langfristigkeit der Klimawirkungen ist eine monetäre Bewertung von Kosten und Nutzen des Klimaschutzes nicht unproblematisch. Nach gegenwärtigem Erkenntnisstand sind aber beträchtliche und rasche weltweite Anstrengungen erforderlich, um die Emission von Treibhausgasen zu vermindern. Nach dem Inkrafttreten des Kyoto-Protokolls stellen die darin festgeschriebenen Ziele und Mechanismen den international verbindlichen Rahmen für die Klimaschutzpolitik dar. Angesichts der langfristigen Erfordernisse zur Stabilisierung der Konzentration in der Erdatmosphäre ist die Kyoto-Periode von 2008 bis 2012 allerdings nur als eine Startphase anzusehen, nach der die Emissionen weltweit noch stärker vermindert werden müssen.

Bei der Instrumentendiskussion steht die Frage im Vordergrund, mit welchem Instrumentenmix umweltpolitische Ziele am besten erreicht werden können und wie die politischen Maßnahmen jeweils konkret ausgestaltet werden sollen. Dabei sind die grundlegenden Kriterien der Wirksamkeit, der Effizienz, der Praktikabilität, der politischen Durchsetzbarkeit und der Systemkonformität zu beachten.

Klimaschutzpolitik besteht aus einem Bündel unterschiedlicher Maßnahmen, die gleichzeitig wirken. Hinsichtlich des europäischen Emissionshandels ist hierbei von besonderer Bedeutung, dass es sich um ein partielles System handelt, das bisher nur Kohlendioxid und nur bestimmte Emittenten umfasst, so dass hierdurch insbesondere kein Handlungsbedarf in den hiervon nicht betroffenen Bereichen ersetzt wird. Umso wichtiger ist es, die Wechselwirkungen zwischen unterschiedlichen Instrumenten zu beachten.

2.6 Literatur

- Baumol, W. J. and W. E. Oates (1988). *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge, England, Cambridge University Press.
- BMU 2004: Umweltbewusstsein in Deutschland. Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage. *Umweltpolitik*. Juli 2004.
- BMWi 2001: Nachhaltige Energiepolitik für eine zukunftsfähige Energieversorgung. *Energiebericht*. Berlin, Oktober 2001
- Buck, W. (1983): *Lenkungsstrategien für die optimale Allokation von Umweltgütern*. Frankfurt am Main, Bern, New York, 1983.
- Bundesregierung 1994: Klimaschutz in Deutschland. Erster Bericht der Regierung der Bundesrepublik Deutschland nach dem Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen. September 1994.
- Bundesregierung 1997: Klimaschutz in Deutschland. Zweiter Bericht der Regierung der Bundesrepublik Deutschland nach dem Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderung. April 1997.
- Bundesregierung 2000: Nationales Klimaschutzprogramm. Beschluss der Bundesregierung vom 18. Oktober 2000 (Fünfter Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe CO₂-Reduktion)
- Bundesregierung 2002: Dritter Nationalbericht zum Klimaschutz. Bericht der Bundesrepublik Deutschland an die Vertragsstaatenkonferenz gemäß Artikel 12 Klimarahmenkonvention. Juli 2002.
- DIW Berlin, FZ Jülich, FhG-ISI Karlsruhe, Öko-Institut Berlin (1998): *Methodological Guideline for Assessing the Impact of Measures for Emission Mitigation. Policy Scenarios for Climate Protection. Study on Behalf of the Federal Environmental Agency* edited by G. Stein and B. Strobel. Schriften des Forschungszentrums Jülich. Reihe Umwelt. Band 11.
- DIW Berlin, FZ Jülich, FhG-ISI Karlsruhe, Öko-Institut Berlin 2004: *Politiksznarien für den Klimaschutz. Langfristszenarien und Handlungsempfehlungen ab 2012 (Politiksznarien III)*. Untersuchungen im Auftrag des Umweltbundesamtes herausgegeben von P. Markewitz und H.-J. Ziesing. Schriften des Forschungszentrums Jülich. Reihe Umwelt. Band 50.
- Enquete-Kommission 2002: *Endbericht der Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages „Nachhaltige Energieversorgung unter den Bedingungen der Globalisierung und der Liberalisierung“*. Deutscher Bundestag Drucksache 14/9400. 07. 07. 2002.
- IPCC 2001: *Intergovernmental Panel on Climate Change. Third Assessment Report*. Cambridge University Press 2001. www.ipcc.ch
- Kemfert 2004: Die ökonomischen Kosten des Klimawandels. In: *Wochenbericht des DIW Berlin* 42/2004.
- Kemfert 2005: Weltweiter Klimaschutz – Sofortiges Handeln spart hohe Kosten. In: *Wochenbericht des DIW Berlin* 12-13/2005.

Markewitz, P., Stein, G. 2003: Das IKARUS-Projekt: Energietechnische Perspektiven für Deutschland. Schriften des Forschungszentrums Jülich. Reihe Umwelt. Band 39. Jülich 2003.

SPD, Bündnis 90/DIE GRÜNEN 2002: Koalitionsvertrag von SPD und Bündnis 90/DIE GRÜNEN vom 15.10.2002.

Umweltbundesamt 2004: Deutsches Treibhausgasinventar 1990 – 2002. Nationaler Inventarbericht 2004. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen. Ressortabstimmung. Berlin, März 2004.

WBGU 2003: Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen: Welt im Wandel: Energiewende zur Nachhaltigkeit. Berlin, Heidelberg, New York 2003.

Ziesing, H.-J. 2004: Nach wie vor keine sichtbaren Erfolge der weltweiten Klimaschutzpolitik. In: Wochenbericht des DIW Berlin 37/2004.

Ziesing, H.-J. 2005: Stagnation der Kohlendioxidemissionen in Deutschland im Jahr 2004. In: Wochenbericht des DIW Berlin 10/2005.

3 Gestaltungsoptionen des Emissionshandels und Allokationsverfahren (DIW Berlin)

3.1 Vorbemerkung

In diesem Kapitel werden Merkmale und Gestaltungsoptionen für einen Emissionshandel zunächst unabhängig von den speziellen Regelungen des europäischen Systems bzw. der deutschen Allokationsplanung dargestellt. Dies soll zum einen eine Einordnung der bisher auf europäischer und deutscher Seite getroffenen Entscheidungen erleichtern und zum anderen auch Möglichkeiten für künftige Änderungen skizzieren. Dazu werden alternative theoretische und praktische Konzepte und Ausgestaltungsvarianten von Emissionshandelssystemen betrachtet. Der Schwerpunkt liegt in diesem Kapitel auf unterschiedlichen Verfahren der Allokationsplanung auf der Makro- und der Mikroebene sowie den jeweils zugrunde zulegenden Kriterien für ihre Beurteilung. Dabei ist generell zu beachten, dass die einzelnen Gestaltungsoptionen häufig von einander abhängig sind, so dass sie nicht separat von anderen Regelungen zu beurteilen und auszuwählen sind.

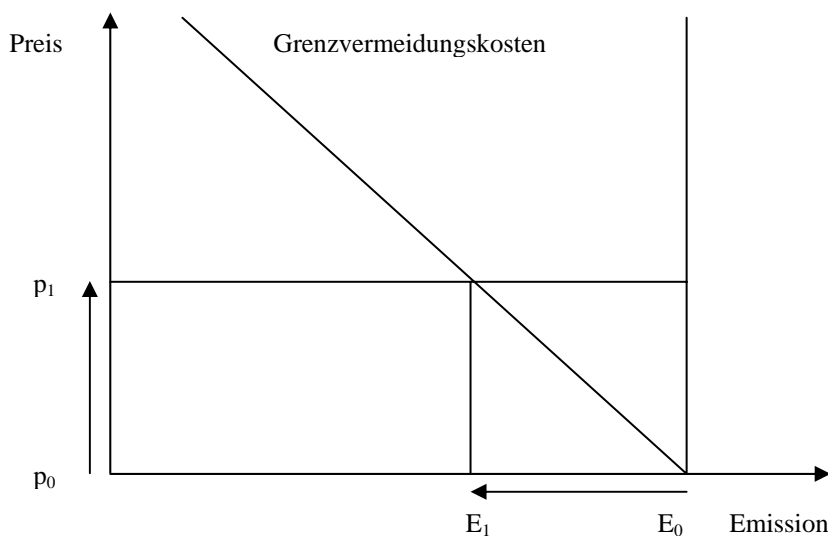
3.2 Der ökonomische Grundgedanke des Emissionshandels

Der Emissionshandel gehört wie ökologische Steuern zu den so genannten ökonomischen Instrumenten der Umweltpolitik. Im Vergleich zu rein ordnungsrechtlichen Maßnahmen sollen solche Instrumente generell ein höheres Maß an Flexibilität bei der Erreichung von umweltpolitischen Zielen erlauben. Dabei spielt die Nutzung von Marktkräften an Stelle von detaillierter staatlicher Planung eine besondere Rolle. Unter Berücksichtigung der vorgegebenen Rahmenbedingungen sollen private Haushalte und Unternehmen selbst darüber entscheiden können, wie stark und auf welche Weise sie Emissionen z.B. von Luftschadstoffen oder Treibhausgasen vermindern. Die Möglichkeiten und Kosten zur Emissionsverminderung können sich in einzelnen Wirtschaftsbereichen oder Unternehmen erheblich voneinander unterscheiden. Deshalb wären sehr detaillierte Informationen auf Seiten des Staates und entsprechend differenzierte Maßnahmen erforderlich, um allein mit Hilfe des Ordnungsrechts eine ökonomisch effiziente Emissionsverminderung zu erreichen. Solange die Grenzkosten der Emissionsverminderung bei einem Unternehmen aber noch höher sind als bei einem anderen, könnte das Umweltziel mit insgesamt geringeren Kosten erreicht werden. Mit ökonomischen Instrumenten wird versucht, einen Ausgleich der Grenzvermeidungskosten herbeizuführen, in dem den Privaten ein einheitliches Knappheitssignal für eine bestimmte Umweltnutzung gegeben wird, sei es eine bestimmte Ökosteuer oder der Preis für ein Emissionszertifikat. Auf diese Weise kann theoretisch unter bestimmten Annahmen eine vollständige, marktgesteuerte Internalisierung von externen Kosten der Umweltnutzung erreicht werden.

Ökonomische Instrumente der Umweltpolitik werden seit langem diskutiert. Emissionssteuern sind bereits Anfang des letzten Jahrhunderts von Pigou (1912) und Emissionszertifikate in

den sechziger Jahren von Crocker (1966) und Dales (1968) vorgeschlagen worden.³ An dieser Stelle kann nicht im Einzelnen auf die bereits Jahrzehnte geführte „Instrumentendiskussion“ eingegangen werden, die sich mit den spezifischen Vor- und Nachteilen unterschiedlicher Instrumente unter besonderer Berücksichtigung von Unsicherheit beschäftigt. Anhand eines einfachen Grundmodells kann aber zumindest die enge Verwandtschaft von Steuern und Zertifikaten skizziert werden (Abbildung 3-1).

Abbildung 3-1: Theoretischer Vergleich von Emissionssteuer und Emissionshandel



In der Ausgangssituation der Abbildung 3-1 betragen die gesamten Emissionen E_0 . Mit zunehmender Emissionsvermeidung steigen die Grenzvermeidungskosten an. Eine Pigou-Steuer in Höhe von p_1 führt zu einer Verminderung der Emission auf E_1 . Wenn umgekehrt die Emissionshöhe E_1 vorgegeben wird, resultiert aus einem Emissionshandel ein Zertifikatspreis von p_1 . In beiden Fällen hat die Emission für alle Emittenten einen einheitlichen Preis, der die Grenzvermeidungskosten unterschiedlicher Emittenten zum Ausgleich bringt (ökonomische Effizienz).

Wenn die Steuer bzw. der resultierende Zertifikatspreis mit den marginalen Schadenskosten übereinstimmt, wird hierdurch zugleich eine optimale Umweltnutzung erreicht. Ein solches Ergebnis kann grundsätzlich unabhängig von der Frage der Verwendung des Steueraufkommens bzw. von der Art und vom Verfahren der Ausstattung mit Emissionsrechten erzielt werden. Insofern kann theoretisch mit einem Emissionshandel wie mit einer Emissionssteuer effiziente Umweltpolitik betrieben werden. Die Vorteilhaftigkeit marktwirtschaftlicher Instrumente in Bezug auf die Vermeidungskosten steigt gegenüber

³ In diesem Zusammenhang ist auch auf Coase (1960) zu weisen, nach dem Umweltprobleme allein durch individuelle Verhandlungen im ökonomischen Sinne effizient gelöst werden können, wenn die Eigentumsrechte geeignet festgelegt sind und die Transaktionskosten vernachlässigbar sind.

ordnungsrechtlichen Instrumenten mit der Heterogenität der regulierten Emittenten: je unterschiedlicher die Vermeidungskosten sind, desto größer sind auch die möglichen Effizienzgewinne (vgl. z. B. Newell und Stavins 2003).⁴

In wieweit diese potenziellen Effizienzvorteile genutzt werden können, hängt wesentlich von der Ausgestaltung der konkreten Maßnahme, einschließlich ihrer Dosierung, zeitlichen Umsetzung und ihrer Einbettung in das gesamte umweltpolitische Konzept ab.

Der grundsätzliche Unterschied zwischen diesen beiden Instrumentenarten besteht darin, ob von Seiten des Staates Preis- oder Mengengrößen für Emissionen vorgegeben werden. Im Fall des Emissionshandels stellt grundsätzlich die Menge der Emissionen den zentralen Steuerungsparameter dar. Dies hat erhebliche Konsequenzen für die Formulierung politischer und institutioneller Vorgaben, insbesondere hinsichtlich der notwendigen Quantifizierung politischer Ziele, aber auch mit Blick auf den erforderlichen Datenbedarf.

3.3 Klassifikation von Emissionshandelssystemen und Allokationsverfahren

Unter dem Begriff des Emissionshandels werden recht unterschiedliche Systeme mit fundamental verschiedenen Ausgestaltungen zusammengefasst. Dies kann häufig zu Missverständnissen oder unklaren Bewertungen führen. Deshalb ist es sinnvoll, die Grundtypen von Emissionshandelssystemen und gegebenenfalls erforderlichen Allokationsverfahren systematisch zu klassifizieren. Zugunsten der Übersichtlichkeit wird dabei keine vollständige Erfassung aller Merkmale des Emissionshandels angestrebt, die in der Praxis auch in unterschiedlichen Mischformen und Kombinationen auftreten können. Besonders berücksichtigt werden hierbei solche Merkmale und Varianten, die für das Verständnis des europäischen Emissionshandels wesentlich sind.

Für die Klassifikation von Emissionshandelssystemen sind folgende Fragen wichtig:

- Werden Emissionsrechte gehandelt oder Emissionsgutschriften?
- Werden die Emissionsbegrenzungen als absolute oder als relative Ziele vorgegeben?
- Ist die Teilnahme freiwillig oder besteht ein Zwang?
- Handelt es sich um ein geschlossenes oder um ein offenes Handelssystem?
- Wer wird zum Nachweis von Emissionsrechten verpflichtet?

Darüber hinaus sind bei der Allokationsplanung insbesondere die folgenden Fragen grundlegend:

- Werden die Emissionsrechte kostenlos verteilt oder werden sie versteigert?

⁴ Da am europaweiten Emissionshandel insgesamt rund 11000 sehr unterschiedliche Anlagen aus der Energiewirtschaft und den energieintensiven Industriesektoren teilnehmen, kommt der Kostenheterogenität hier eine höhere Bedeutung zu als etwa im Emissionshandelssystem des „Acid Rain“ Programms der US-amerikanischen Umweltbehörde (EPA), das seit 1995 primär den SO₂-Ausstoß von Kohlekraftwerken reguliert.

- Orientiert sich eine kostenlose Zuteilung an direkten Emissionen oder werden (auch) indirekte Emissionen berücksichtigt?
- Wird für die Gesamtzuteilung eine sektorale Aufteilung vorgegeben?
- Erfolgt die Zuteilung anhand von absoluten Emissionen (historischen oder projizierten) oder anhand von relativen Emissionen (Benchmarks, Performance Standard Rates PSR)?

Diese Unterscheidungsmerkmale von Emissionshandelssystemen und Allokationsverfahren sind in Abbildung 3-2 als Baumstruktur dargestellt und werden in den folgenden Abschnitten näher erläutert, wobei darüber hinaus weitere Wesensmerkmale des Emissionshandels zu berücksichtigen sind, die vor allem Neuanlagen und andere zeitliche Aspekte der Allokationsplanung betreffen.

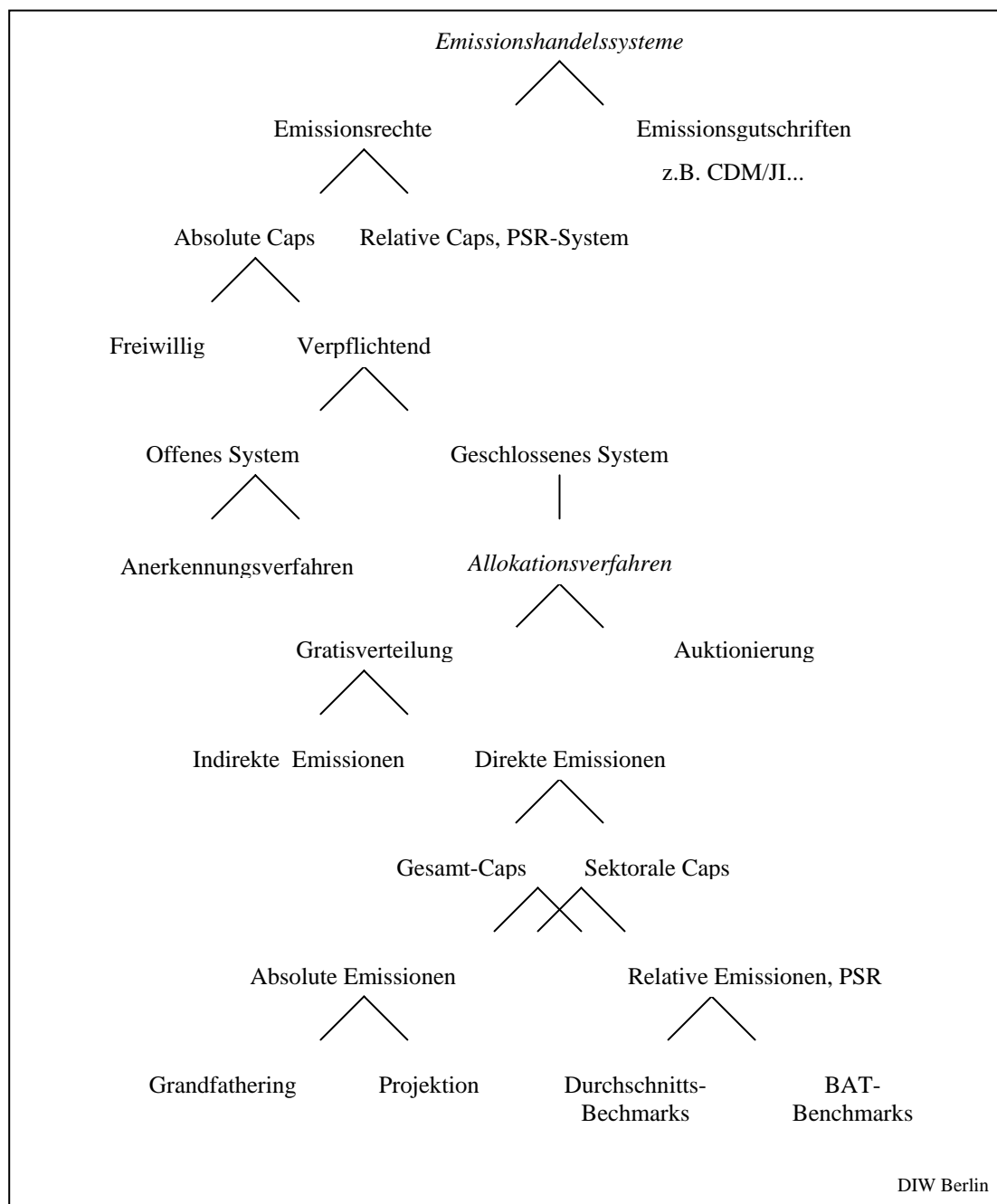
3.4 Emissionshandelssysteme

3.4.1 Emissionsrechte und Emissionsgutschriften

Hinsichtlich der Art des Emissionshandelssystems ist vor allem von Bedeutung, was gehandelt wird, d.h. worauf sich die gehandelten Emissionszertifikate beziehen. Generell werden nicht Emissionen gehandelt, sondern entweder Emissionsrechte (Emissionsberechtigungen, emission allowances, permits⁵) oder aber Emissionsgutschriften (credits, emission reduction units, certified emissions reductions). Ein Handel mit Emissionsrechten setzt voraus, dass Emissionen nur in dem Maße erlaubt sind, wie Zertifikate vorhanden sind. Darüber hinaus sind Emissionen grundsätzlich nicht zulässig. Für den Emissionsrechtehandel muss die Gesamtmenge an Zertifikaten beschränkt werden. Dagegen erfolgt die Ausgabe von Emissionsgutschriften als Bestätigung von Emissionsverminderungen, die als Differenz zwischen den tatsächlichen Emissionen mit denen einer Vergleichssituation ermittelt werden (baseline and credit). Während der europäische Emissionshandel und der internationale Emissionshandel nach dem Kyoto-Protokoll Systeme zum Emissionsrechtehandel sind, beziehen sich die Zertifikate aus projektbezogenen Mechanismen Clean Development Mechanism (CDM) und Joint Implementation (JI) auf Emissionsgutschriften. Abgesehen von einer freiwilligen Nachfrage nach Emissionsgutschriften werden solche Zertifikate erst wirksam, wenn sie in anderen Systemen zur Anrechnung bzw. Kompensation anerkannt werden.

⁵ Es ist zu beachten, dass die in der EU-Richtlinie genannten permits sich auf Anlagengenehmigungen beziehen, die nicht handelbar sind.

Abbildung 3-2: Klassifikation von Emissionshandelssystemen und Allokationsverfahren (Grundtypen)



3.4.2 Absolute oder relative Ziele

Im Fall des Emissionsrechtehandels kann die Gesamthöhe der erlaubten Emissionen entweder als absolutes Ziel oder als relatives Ziel festgelegt werden. Ein absolutes Ziel ist eine „hart“ vorgegebene Emissionsmengenbegrenzung (Cap) in Tonnen. Ein relatives Ziel ergibt sich dagegen auf der Basis von angestrebten spezifischen, produktionsbezogenen Emissionen, wobei dann die gesamte Höhe der zulässigen Emissionen im Nachhinein von der Produktionsentwicklung abhängt. Relative Ziele sind vor allem im Bereich von Selbstverpflichtungen verbreitet. Auch das in den Niederlanden von der Emissionshandelskommission vorgeschlagene Handelssystem beruht auf dem Konzept der Performance Standard Rates⁶ (PSR, vgl. KPMG 2002). Solche relativen Ziele sind nicht kompatibel mit dem europäischen Emissionshandelsystem, das grundsätzlich auf absoluten Caps beruht.

3.4.3 Freiwillige Teilnahme oder Zwang

In diesem Zusammenhang ist auch die Unterscheidung von freiwilligen und verpflichtenden Handelssystemen hervorzuheben. Während der Handel mit Emissionsgutschriften generell freiwillig ist, können Emissionshandelssysteme nur unter bestimmten Voraussetzungen auf freiwilliger Teilnahme beruhen. Freiwilliger Emissionsrechtehandel kann z.B. auf betrieblicher Ebene durchgeführt werden (z.B. BP) oder er kann als ein Mittel zur Flexibilisierung von Selbstverpflichtungen genutzt werden. Die Bundesregierung (2001) hatte zunächst gefordert, dass auch die Teilnahme am europäischen Emissionshandel während der Einführungsphase freiwillig sein sollte. Das 2003 beschlossene europäische System beruht aber auf einer verpflichtenden Teilnahme von Betreibern bestimmter Anlagen. Eine gewisse Flexibilität kann diesbezüglich unter bestimmten Voraussetzungen durch Regelungen zum Opt-in bzw. Opt-out gegeben werden. Dies ändert aber nichts daran, dass es sich hierbei grundsätzlich um ein Zwangssystem handelt, das insofern mit einem Steuersystem (Zwangsabgaben) vergleichbar ist.

3.4.4 Notwendigkeit staatlicher Kontrolle und Sanktion

In jedem System eines Emissionshandels sind Mechanismen zur Kontrolle und Sanktionsmaßnahmen erforderlich, um die Einhaltung der Regeln zu gewährleisten. Dies gilt grundsätzlich auch für Selbstverpflichtungen und freiwillige Handelssysteme. Bereits ein Handel mit Emissionsgutschriften (z.B. für CDM-Projekte) setzt ein umfassendes Anerkennungs- und Abrechnungssystem voraus, an das besondere Anforderungen zu stellen sind, wenn diese Gutschriften für andere Systeme anrechenbar sein sollen.⁷ Für einen Handel mit Emissionsrechten umfasst der zu kontrollierende Bereich insbesondere die Voraussetzungen der Zuteilung von Emissionsrechten (z.B. Anlagengenehmigung, Überprüfung von Antragsunterlagen

⁶ Hiervon zu unterscheiden ist die Verwendung von PSR bei der Zuteilung im Sinne von Benchmarks.

⁷ Zu den Anforderungen des Clean Development Mechanism vgl. www.cdm.unfccc.int.

und zuteilungsrelevanten Daten), die Registrierung der Emissionsrechte und die Kontrolle der tatsächlichen Emissionen (bzw. ihrer Berechnungsgrundlagen), wobei für den Fall nicht ausreichender Emissionsrechte oder anderer Verstöße gegen die geltenden Regeln wirksame Sanktionen erforderlich sind. Im Fall von länderübergreifenden Handelssystemen müssen die Kontroll- und Sanktionsmaßnahmen international abgestimmt sein. Die Abwicklung des eigentlichen Zertifikatshandels kann hingegen grundsätzlich in privater Regie erfolgen.

3.4.5 Geschlossenes oder offenes System – flexible Mechanismen

Ein Handel mit Emissionsrechten stellt zunächst ein geschlossenes System dar, in dem die Summe der Emissionen im Nachhinein mit der Summe der Emissionsrechte dieses Systems übereinstimmen muss. In diesem Fall wird somit die Höhe der gesamten Emissionen durch die Mengenplanung endgültig vorgegeben. Ein geschlossenes System kann als Summe von regional oder sektoral abgegrenzten Teilsystemen betrachtet werden, die jeweils für sich genommen offene Systeme sind. Dementsprechend kann die Emissionsmenge in einem Land, das an einem länderübergreifenden Emissionshandel teilnimmt, von der vorgegebenen nationalen Gesamtzuteilungsmenge abweichen. Relevant sind dann letztlich nicht allein die nationale Allokationsplanung, sondern die Summe der Zuteilungen im Gesamtsystem und der sich hieraus ergebende Zertifikatspreis.

Hiervon zu unterscheiden ist eine Öffnung des Gesamtsystems durch die Anrechnung von Gutschriften oder durch die Verbindung mit anderen Systemen des Emissionsrechtehandels. In der EU-Richtlinie sind beide Möglichkeiten vorgesehen. Mit der Änderung der Richtlinie durch die Linking-Directive wurde für die betroffenen Anlagenbetreiber insbesondere die Möglichkeit eröffnet, Gutschriften aus CDM- und JI-Projekten als Emissionsrechte einzusetzen.⁸ Dabei ist es unerlässlich dass solche Öffnungen des Emissionshandels mit den internationalen Regelungen des Kyoto-Protokolls im Einklang stehen, da als Folge der Öffnung des Emissionshandelssystems die Gesamtemission des Handelsbereichs von der gesamten Zuteilungsmenge abweichen kann.

Auch der nach dem Kyoto-Protokoll vorgesehene internationale Handel mit Emissionsrechten (AAU) zwischen Staaten, die sich zu Emissionszielen verpflichtet haben, ist als ein offenes Handelssystem anzusehen, da zugleich die Möglichkeit besteht, Gutschriften aus projektbezogenen Mechanismen (CDM, JI) zu handeln und diese auf die Verpflichtungen anrechnen zu lassen.

Der Hauptvorteil von offenen Handelssystemen besteht in Kosteneinsparungen. Solange außerhalb des Handelsbereichs kostengünstigere Möglichkeiten zur Emissionsverminderung bestehen, können potenziell die Gesamtkosten der globalen Emissionsverminderung reduziert werden.

⁸ Denkbar ist in Zukunft auch die Einbeziehung sogenannter nationaler Ausgleichprojekte.

3.4.6 Grenzen eines partiellen Handelssystems

Theoretisch ist ein globales Klimazertifikatsmodell vorstellbar, das weltweit alle Emissionsbereiche gleichermaßen einbezieht (Wicke, Knebel 2003). Reale Systeme wie der europäische Emissionshandel sind hingegen auf definierte Anwendungsbereiche (Emittentengruppen und Gase) beschränkt. Begründet wird dies aus ökonomischer Sicht insbesondere mit Transaktions- und Kontrollkosten, die eine umfassende Anwendung des Emissionshandels erschweren. Außerdem können in bestimmten Bereichen wie dem internationalen Luftverkehr spezifische Ausgestaltungen eines Emissionshandels erforderlich sein (vgl. Cames u.a. 2004).

Ein auf bestimmte Emittenten begrenzter Emissionshandel setzt voraus, dass der vom Emissionshandel betroffene Bereich eindeutig definiert ist. Für den europäischen Emissionshandel erfolgt dies durch Aufzählung einzelner Aktivitäten bzw. Anlagen in der EU-Richtlinie bzw. in der nationalen Umsetzung in Deutschland im TEHG. Die Rechte und Pflichten des Emissionshandels beschränken sich insofern grundsätzlich auf die Betreiber der entsprechenden Anlagen.

Die Abgrenzung des Emissionshandelsbereichs von anderen Emittentengruppen hat gravierende Auswirkungen für die Gesamtkoordination der Klimaschutzpolitik. So ist es allgemein erforderlich, ein Gesamtemissionsziel zunächst auf den Handels- und den Nicht-Handelsbereich aufzuteilen, um ein adäquates Cap zu quantifizieren. Zugleich muss das Instrumentarium und die Dosierung der politischen Maßnahmen im Nicht-Handelsbereich mit den Vorgaben für den Emissionshandel abgestimmt werden. Dabei sind besonders Fälle zu betrachten, in denen wie bei Kraft-Wärme-Kopplung und der Nutzung erneuerbarer Energien starke Interdependenzen auftreten können. Generell besteht eine starke Interdependenz immer dann, wenn im Nicht-Handelsbereich indirekte Emissionen vermindert werden und dadurch zugleich die direkten Emissionen im Handelsbereich sinken. Solche Wechselwirkungen müssen grundsätzlich bereits bei der Berechnung von Caps berücksichtigt werden und können unter Umständen auch spezielle Anforderungen an die Zuteilungsregeln stellen.

3.4.7 Upstream oder Downstream (ISI)

Nach dem Kriterium, wer zum Halten bzw. zum Nachweis von Emissionsrechten verpflichtet wird, können sogenannte Upstream- und Downstream-Ansätze unterschieden werden. Die Emission von CO₂ entsteht zum großen Teil bei der Verbrennung kohlenstoffhaltiger Stoffe. Eine Verpflichtung der Emittenten, Emissionsrechte zu halten, bezieht sich insofern auf den Downstream-Bereich der Energiewirtschaft. Alternativ kann der Handel mit Emissionsrechten auf der Ebene der Gewinnung oder des Imports fossiler Energien ansetzen. Bei einem solchen Upstream-Ansatz werden nicht unmittelbar die Rechte zur Emission, sondern die Rechte für das Inverkehrbringen von kohlenstoffhaltigen Stoffen bzw. Energieträgern begrenzt und gehandelt. Der wesentliche Vorteil eines Upstream-Ansatzes besteht (ähnlich wie bei einer Primärenergiesteuer) darin, dass mit relativ geringerem Verwaltungsaufwand grundsätzlich eine sehr breite und einheitliche Belastung fossiler Energien erreicht werden kann, die indirekt auch die Energieverbraucher in den Bereichen Haushalte und Verkehr einbezieht. Upstream-

Systeme sind deshalb z.B. anfänglich in Kanada diskutiert worden und werden auch für ein Handelssystem in Japan vorgeschlagen (Rolfe 2000; Niizawa, Saijo, Yasumato 2003).

Den möglichen Vorteilen eines Upstream-Systems stehen allerdings einige Nachteile gegenüber. Bei diesem System werden die CO₂-Emissionen selbst nicht erfasst. Deshalb müsste der Export fossiler Energieträger gesondert geregelt werden. Ein solches System würde auch keinen Anreiz für die Rückhaltung von CO₂ geben. Darüber hinaus besteht ein wesentliches Problem darin, dass es sich nicht gleichermaßen auf andere Treibhausgase des Kyoto-Protokolls wie CH₄ und N₂O anwenden lässt. Auf der anderen Seite erfordert ein Downstream-System eine stärkere Ergänzung durch Politiken und Maßnahmen in Bereichen, die nicht vom Handelssystem erfasst werden (FIELD 2000, CCAP 2002)).

3.5 Mehrebenenmodell und Kriterien der Allokationsplanung

3.5.1 Mehrebenenmodell der Allokationsplanung

Bevor einzelne konzeptionelle Fragen der Emissionsrechteverteilung in einem Emissionshandelssystem erläutert werden, ist es sinnvoll zunächst die verschiedenen Ebenen zu betrachten, die für eine Allokationsplanung von Bedeutung sein können. Ein Mehrebenenansatz ist vor allem deshalb nötig, um die Konsistenz der Verteilung von Emissionsrechten mit der gesamten nationalen Klimaschutzstrategie zu wahren. In einem partiellen Emissionshandelssystem muss dabei insbesondere die Abgrenzung der einbezogenen Gase und Emittenten berücksichtigt werden. Außerdem ist generell zwischen der Festlegung einer Gesamtmenge zulässiger Emissionen (Makroplan) und der Verteilung dieser Rechte auf Emittenten (Mikroplan) zu unterscheiden. Darüber hinaus kann es hilfreich sein, weitere Aggregationsebenen zu betrachten, z.B. weil notwendige Daten in abweichender Aggregation verfügbar sind, weil notwendige Analyseinstrumente andere Gliederungen verwenden oder weil zusätzliche Ziele und Maßnahmen zu berücksichtigen sind. Ein Mehrebenenmodell spiegelt zugleich die einzelnen Stufen der Allokationsplanung wider. Auf diesen Stufen können unterschiedliche Kriterien für die Gestaltung des Allokationsplans relevant sein.

Für ein Mehrebenenmodell der Allokationsplanung gibt es kein allgemein gültiges Schema. Die folgende Darstellung orientiert sich an den Anforderungen für den ersten Allokationsplan im Rahmen des europäischen Emissionshandelssystems. Dabei werden fünf Ebenen unterschieden (Abbildung 3-3):

- (1) Nationale Ebene
- (2) Makrosektoren
- (3) Emissionshandelsbereich
- (4) Emittentengruppen
- (5) Emittenten

Auf der nationalen Ebene wird ein allgemeines Ziel für die Emission von Treibhausgasen formuliert. Dieses Ziel muss mit den internationalen Verpflichtungen (Kyoto-Protokoll, Burden Sharing) kompatibel sein, wobei für Deutschland für die Periode von 2008 bis 2012 das

Ziel einer 21%igen Reduktion der Treibhausgase gegenüber dem Basisjahr (1990/1995) maßgeblich ist. Gegebenenfalls können dabei die geplanten (Netto-) Käufe von Emissionsrechten oder -gutschriften berücksichtigt werden.

Da sich der Emissionshandel zunächst auf die Emissionen von Kohlendioxid beschränkt, wird auf nationaler Ebene zusätzlich ein allgemeines Ziel für die CO₂-Emissionen formuliert, in dem die erwarteten bzw. angestrebten Nicht-CO₂-Emissionen vom Ziel für Treibhausgasemissionen abgezogen werden. Hierbei sind Projektionen unter Berücksichtigung politischer Maßnahmen zur Verminderung der anderen Gase erforderlich.

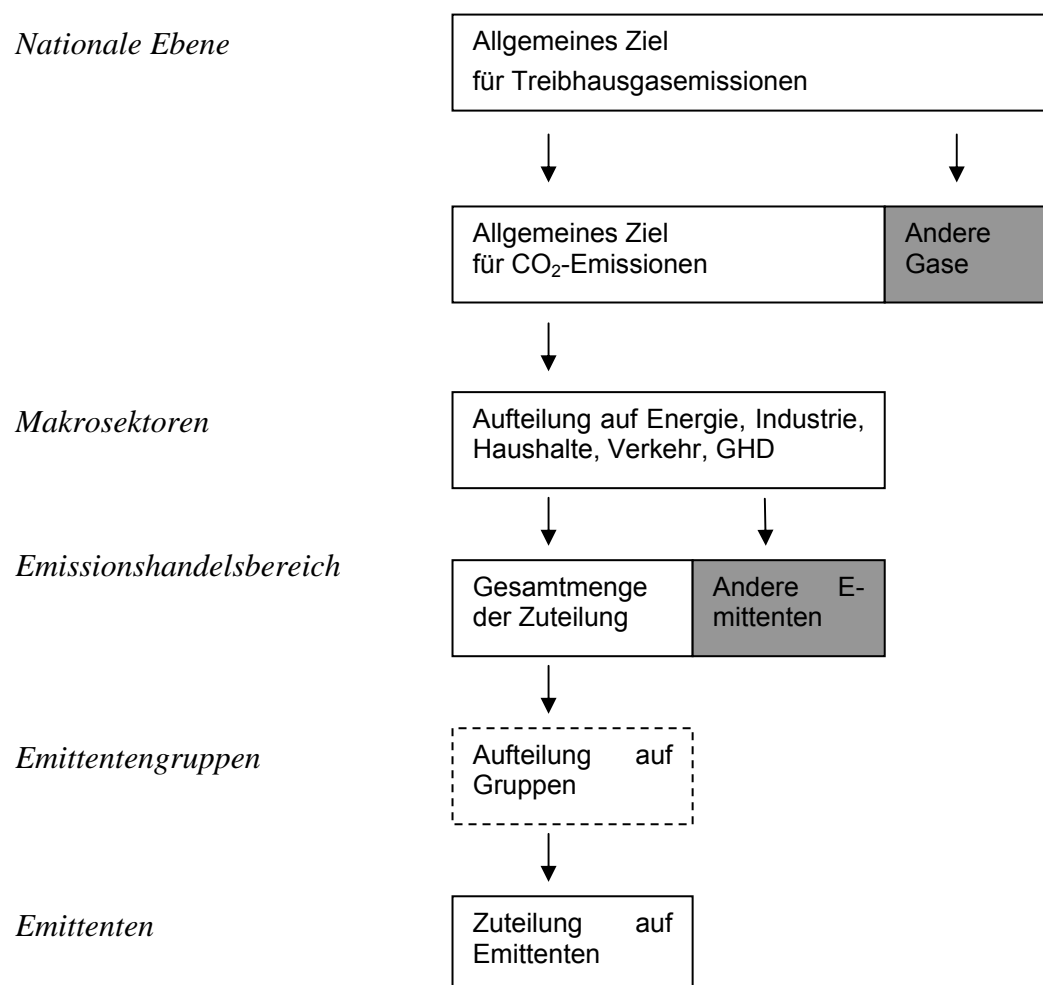
Dieses allgemeine Ziel für CO₂-Emissionen gilt für die Gesamtheit der Makrosektoren Energiewirtschaft, Industrie, Verkehr, Haushalte und Gewerbe, Handel, Dienstleistungen. Mit Blick auf den Emissionshandel ist dabei insbesondere der statistisch erfasste Bereich Energie und Industrie von Interesse, weil er weitgehend mit den vom Handelssystem betroffenen Emittentenbereichen übereinstimmt. Für die nicht vom Emissionshandel erfassten Bereiche muss durch andere politische Maßnahmen sichergestellt werden, dass das angestrebte Emissionsziel erreicht wird.

Der Emissionshandelsbereich umfasst die Gesamtheit aller dem Emissionshandelsystem unterworfenen Emittenten; im europäischen Emissionshandel sind dies die Betreiber der einbezogenen Anlagen. Im Makroplan wird für diesen Bereich festgelegt, wie viel Emissionsrechte insgesamt zugeteilt werden sollen, wobei eine Reserve für Neuemittenten vorgesehen werden kann.

Auf der letzten Stufe erfolgt die eigentliche Zuteilung der Emissionsrechte an die einzelnen Emittenten. Durch Erfüllungsfaktoren bzw. anteilige Kürzungen muss gewährleistet werden, dass die Summe dieser Emissionsrechte mit der gesamten Zuteilungsmenge übereinstimmt.

Zusätzlich kann auf einer weiteren Zwischenebene eine Aufteilung der gesamten Zuteilungsmenge auf Emittentengruppen erfolgen (gestrichelter Kasten in der Abbildung 3-3). Diese Gruppen können z.B. in Anlehnung an Branchen oder Anlagenkategorien gebildet werden. Eine solche Gruppenbildung ist insbesondere dann sinnvoll, wenn entsprechende subsektorale Ziele vorliegen bzw. wenn branchenbezogene Minderungspotentiale oder Wachstumsprojektionen in die Allokationsplanung einbezogen werden sollen.

Abbildung 3-3: Mehrebenenmodell der Allokationsplanung



3.5.2 Kriterien der Allokationsplanung

Für die Bewertung von Gestaltungsoptionen der Allokationsplanung kommen grundsätzlich die Kriterien in Betracht, die allgemein auch bei der Wahl umweltpolitischer Instrumente angelegt werden, nämlich ökologische Wirksamkeit, ökonomische Effizienz (sowohl im statischen als auch im dynamischen Sinn), administrative Praktikabilität, politische Durchsetzbarkeit und Systemkonformität (vgl. z.B. Buck 1983, vgl. auch Kapitel 2). Im Zusammenhang mit der Zuteilung von Emissionsrechten sind daneben insbesondere Aspekte der Gerechtigkeit und der Wettbewerbsfähigkeit von Bedeutung. Diese Kriterien sind auf den einzelnen Stufen des Mehrebenenmodells von unterschiedlich starker Bedeutung. So stehen auf der Makroebene stärker Effizienz- und auf der Mikroebene stärker Gerechtigkeitsaspekte im Vordergrund.

Tabelle 3-1: Relevanz von Kriterien im Mehrebenenmodell

| Ebenen | Kriterien |
|-------------------------|--|
| Nationale Ebene | Politische Vorgaben |
| Makrosektoren | Effizienz, technische und politische Umsetzbarkeit, Objektivität, Transparenz, Praktikabilität |
| Emissionshandelsbereich | Effizienz, technische und politische Umsetzbarkeit |
| Emittentengruppen | Akzeptanz, Gerechtigkeit, Wettbewerbseffekte, Marktfunktionalität, Effizienz, Praktikabilität |
| Emittenten | Gleichbehandlung, Gerechtigkeit, Bestandsschutz, Effizienz, technische Potenziale, Innovationseffekte, Anreizkompatibilität, Rechtssicherheit, Planungssicherheit, wirtschaftliche Vertretbarkeit, Praktikabilität |

Im Folgenden werden die für die Gestaltung der Allokationsplanung wichtigsten Kriterien kurz erläutert (DIW, Öko-Institut, Fraunhofer-ISI 2003, Harrison, Radov 2002).⁹

Das Kriterium der ökonomischen Effizienz erfordert in diesem Zusammenhang eine kostenminimale Aufteilung der insgesamt angestrebten Emissionsminderung, wobei grundsätzlich auch die hiermit verbundenen Transaktionskosten und administrativen Kosten berücksichtigt werden müssen. Die Forderung nach ökonomischer Effizienz bezieht sich grundsätzlich auf den Ausgleich der marginalen Vermeidungskosten zwischen unterschiedlichen Ländern, Treibhausgasen und Emittenten. Dabei sind im Allgemeinen Nebenbedingungen zu berücksichtigen wie die technische und politische Umsetzbarkeit sowie andere Rahmenbedingungen z.B. der Energiepolitik. Im Rahmen der Allokationsplanung sind Fragen der ökonomischen Effizienz vor allem auf der Ebene der Makrosektoren zu beachten, insbesondere bei der Aufteilung des Emissionsziels auf den Handels- und den Nicht-Handelsbereich. Auf der Mikroebene einzelner Emittenten kann sich eine effiziente Verteilung der Emissionen unter idealtypischen Bedingungen als Marktergebnis des Emissionshandels einstellen. Dies setzt allerdings voraus, dass die Ausgestaltung der Zuteilungsregeln nicht zu verzerrten Anreizen führt. Insbesondere sollte die Zuteilung - auch in intertemporaler Sicht - unter Effizienzaspekten nach Möglichkeit nicht durch das Verhalten der Emittenten beeinflussbar sein. So könnte z.B. ein Updating der Bemessungsgrundlage dazu führen, dass Unternehmen aus strategischen Gründen mehr emittieren, um später eine höhere Zuteilung zu bekommen. Die Forderung nach ökonomischer Effizienz betrifft nicht allein den statischen Aspekt der übergreifenden Kostenminimierung, sondern auch dynamische Effekte vor allem im Hinblick auf Innovationen.

Eine wichtige Voraussetzung ökonomischer Effizienz der Allokation und des Emissionshandels besteht in einer ausreichenden *Anreizkompatibilität*. Insbesondere sollen unerwünschte

⁹ Die speziellen Kriterien des europäischen Emissionshandels werden in Kapitel 4 behandelt.

ökonomische Verhaltensanreize vermieden werden, die aufgrund von strategischem Handeln Marktergebnisse verzerren würden.

Der Handel mit Emissionsrechten soll darüber hinaus das Kriterium der *Marktfunktionalität* erfüllen. Eine wesentliche Voraussetzung hierfür ist eine ausreichende Marktliquidität und die Vermeidung von Marktmacht (oder zumindest ihres Missbrauchs). Volatile Preisentwicklungen auf dem europäischen Zertifikatsmarkt sollten möglichst vermieden werden.

Darüber hinaus sind direkte und indirekte *Wettbewerbseffekte* zu berücksichtigen. Die Verteilung von Emissionsrechten soll vor allem im europäischen Binnenmarkt nicht zu ungerechtfertigten Wettbewerbsnachteilen oder –vorteilen führen. Außerdem sollen keine erheblichen Wettbewerbsnachteile gegenüber Konkurrenten außerhalb der EU hervorgerufen werden. Dabei sind auch *Innovationseffekte* zu beachten, die darin bestehen können, dass durch die Allokation oder den Emissionshandel Anreize zur Entwicklung und Anwendung neuer Produkte und Technologien verstärkt oder abgeschwächt werden.

Für Investitionsvorhaben mit langer Kapitalbindungsdauer ist eine ausreichende *Planungssicherheit* eine wichtige Voraussetzung. Sie wird durch Transparenz und Rechtssicherheit gefördert und kann nicht zuletzt durch langfristige Festlegungen der politischen Ziele und Rahmenbedingungen verbessert werden. Zur Erhöhung der Planungssicherheit kann auch die Schaffung von Terminmärkten beitragen.

Gerechtigkeitskriterien sind auf unterschiedlichen Ebenen der Allokationsplanung von Bedeutung. Auf internationaler Ebene soll ein gerechter Lastenausgleich zwischen den am Emissionshandel beteiligten Staaten gewährleistet sein. Auf der Ebene der Makrosektoren soll das nationale Minderungsziel gerecht auf den Handels- und den Nichthandelsbereich aufgeteilt werden. Insbesondere aber bei der Zuteilung von Emissionsrechten stehen Fragen der gerechten Verteilung im Vordergrund. Allerdings ist Gerechtigkeit nicht ohne weiteres eindeutig messbar. Als Konzepte für die Beurteilung von Gerechtigkeit können in Anlehnung an die Steuerlehre generell das Äquivalenzprinzip oder das Leistungsfähigkeitsprinzip zugrunde gelegt werden. Nach dem Äquivalenzprinzip kann es als gerecht angesehen werden, wenn die Kosten der Emissionsminderung von den Emittenten nach Maßgabe der durch sie verursachten Umweltbelastung erfolgt. Eine gerechte Verteilung von Emissionsrechten entspräche dann weitgehend zugleich einer effizienten Verteilung, z.B. durch eine Auktionierung. Nach dem Prinzip der Leistungsfähigkeit soll eine gerechte Verteilung im Sinn von „gleichmäßigen“ Opfern angestrebt werden, wobei allerdings gleiche absolute, gleiche relative und gleiche marginale Opfer zu unterscheiden sind. Während die Opferhöhe theoretisch am entgangenen Nutzen zu messen ist, können hierfür praktisch nur monetäre Größen verwendet werden, z.B. Einkommen oder Gewinne. In Anlehnung an das Leistungsfähigkeitsprinzip kann generell eine Verteilungsneutralität der Zuteilung von Emissionsrechten gefordert werden. Neben der (relativen) Kostenbelastung sind dabei gegebenenfalls auch die Erlösveränderungen einzubeziehen.

Das Prinzip der *Gleichbehandlung* ist sowohl unter Effizienz- wie auch unter Gerechtigkeitsaspekten erforderlich. Im Wesentlichen geht es in diesem Zusammenhang darum, ungerechtfertigte Ungleichbehandlungen von Emittenten zu vermeiden. Dabei sind allerdings auch andere Kriterien zu beachten, die Abweichungen rechtfertigen können. So ist ein *Bestandsschutz* aus

ökonomischer Sicht durch langfristige, firmenspezifische Investitionen begründbar und soll der Vermeidung von Investitionsbrachen („stranded investment“) dienen. Unabhängig hiervon ist auch ein gewisser *Vertrauensschutz* z.B. im Hinblick auf frühere Anstrengungen zur Emissionsvermeidung zu gewährleisten.

Die Zusatzkosten, die ein einzelnes Unternehmen als Folge des Emissionshandels zu tragen hat, müssen *wirtschaftlich vertretbar* sein. Dementsprechend sollen unverhältnismäßig hohe wirtschaftliche Belastungen vermieden werden. Fälle erheblicher wirtschaftlicher Nachteile können durch Härtefallregelungen berücksichtigt werden. Insbesondere sollen unzumutbaren Härten, die eine Existenzgefährdung von Unternehmen bedeuten würden, ausgeschlossen werden.

Gerade bei der Einführung eines neuen Instruments wie dem Emissionshandel ist eine breite *Akzeptanz* der Regelungen und Verfahren wichtig. Dies betrifft sowohl die gesellschaftliche und politische Akzeptanz als auch die Akzeptanz der betroffenen Wirtschaftsbereiche. Die Akzeptanz von Seiten der Wirtschaft dürfte am ehesten gegeben sein, wenn die Verteilung der Emissionsrechte gerecht erfolgt und negative wirtschaftliche Auswirkungen vermieden werden, auch wenn hier Konflikte mit der ökologischen Wirksamkeit nicht zu verkennen sind.

Die Akzeptanz kann außerdem durch die generell erforderliche *Objektivität* und *Transparenz* der Regeln und Entscheidungsverfahren sowie durch eine intensive *Öffentlichkeitsbeteiligung* am Planungsprozess gefördert werden.

Erforderlich ist aber auch ein hohes Maß an *Rechtssicherheit*. Kosten- und zeitaufwändige rechtliche Auseinandersetzungen über die Auslegung oder die Rechtmäßigkeit der Zuteilungsregeln sowie der getroffenen Zuteilungen sollten nach Möglichkeit unnötig gemacht werden. Rechtssicherheit wird durch objektive, transparente und eindeutige Zuteilungsverfahren begünstigt.

Nicht zuletzt stellt die *Praktikabilität* ein wesentliches Kriterium für die Gestaltung der Allokationsplanung dar. Dabei ist sowohl an die praktischen Anforderungen an die betroffenen Unternehmen zu denken wie auch an die Möglichkeiten und Kosten der Administration. Besonders wichtig ist diesbezüglich auch die ausreichende *Datenverfügbarkeit*. Aus Gründen der Praktikabilität, aber auch zur Wahrung der Objektivität sollten zahlreiche Sonder- oder gar Einzelfallregelungen vermieden werden. Generell sollte die Allokationsplanung so einfach wie möglich sein.

Die genannten Kriterien werden in der Praxis nicht immer idealtypisch erfüllbar sein, zumal zwischen einzelnen Kriterien wie Gerechtigkeit und Praktikabilität oder Einfachheit durchaus erhebliche Konflikte auftreten können. Sie können und sollen insofern ein politisches Abwägen der Vor- und Nachteile von unterschiedlichen Optionen zur Gestaltung der Allokationsplanung nicht ersetzen.

3.6 Varianten der Mengenplanung (Makroebene)

In einem System des Emissionsrechtehandels mit absoluten Caps (vgl. Abbildung 3-2) muss auf der Makroebene des Allokationsplans ein Emissionsziel mengenmäßig festgelegt werden. Dabei ist in einem Gesamtsystem, das offen ist für einen zwischenstaatlichen Austausch von Emissionsrechten oder die Anerkennung von Emissionsgutschriften, zunächst zu entscheiden, ob und in welchem Maße von solchen flexiblen Mechanismen Gebrauch gemacht werden soll. Dies wird in aller Regel – unter Berücksichtigung von Effizienz- und Gerechtigkeitsaspekten – politisch zu entscheiden sein.

Im Fall eines partiellen Handelssystems muss dieses Ziel gemäß dem in Kapitel 3.5 dargestellten Mehrebenenkonzept auf die zu berücksichtigenden Gase und Makrosektoren aufgeteilt werden, um schließlich die Gesamtzahl an Emissionsrechten für den Emissionshandelsbereich abzuleiten (Abbildung 3-3). Für die nicht vom Emissionshandel erfassten Bereiche muss zugleich gewährleistet sein, dass dort durch andere politische Maßnahmenbündel das Emissionsziel erreicht wird.

Die Aufteilung des Emissionsziels auf Makrosektoren sollte sich insbesondere an der Minimierung der gesamtwirtschaftlichen Kosten, d.h. an der ökonomischen Effizienz orientieren. Als weitere wesentliche Kriterien sind Objektivität und Transparenz sowie Praktikabilität, einschließlich der technischen und politischen Umsetzbarkeit, hervorzuheben. Dabei ist insbesondere auch die Frage der Datenverfügbarkeit zu berücksichtigen.

Als Verfahren der konkreten Mengenplanung kommen auf der Makroebene u.a. folgende Varianten in Betracht:¹⁰

- a) Ermittlung der Aufteilung mit Hilfe eines Optimierungsmodells, das die kostenminimale Sektorstruktur der Emissionen ermittelt
- b) Ableitung von sektoralen Emissionszielen auf der Basis vorliegender Selbstverpflichtungen
- c) Ableitung der Emissionsstruktur aus einer sektoral disaggregierten Projektion der Emissionen
- d) Proportionale Aufteilung des Minderungszieles auf Sektoren auf Basis aktueller Emissionen (mit oder ohne Bereinigung z.B. um Temperatureinflüsse)
- e) Politische Vorgabe einer sektoralen Verteilung der Emissionsziels.

Idealtypisch könnte die sektorale Aufteilung des Emissionsziels mit Hilfe eines Optimierungsmodells erfolgen, das die kostenminimale Sektorstruktur der Emissionen in der Zielperiode ermittelt (a). Eine unmittelbare Verwendung vorliegender Modelle (wie IKARUS, MARKAL oder TIMES) für die konkrete Zuteilungsplanung wäre allerdings vor allem aufgrund der erforderlichen sachlichen Abgrenzung und des relativ kurzen Betrachtungshorizontes nicht unproblematisch. Selbst wenn ein angemessen fundiertes Rechenmodell hierfür nicht unmittelbar verwendet werden kann, kann doch zumindest die theoretische Struktur eines sol-

¹⁰ Die Ansätze a), c) und d) entsprechen den im Non-Paper der Europäische Kommission (2004) genannten Verfahren ("least-cost approach", "forecasting approach", "historical emissions approach").

chen Modells als Referenz für die Beurteilung anderer Verfahren dienen. In einem solchen Modell würden die demografische, die gesamtwirtschaftliche und die sektorale Entwicklung ebenso berücksichtigt wie energietechnische und -wirtschaftliche Entwicklungen sowie energiepolitische Vorgaben z.B. zur Kernenergienutzung oder zur Nutzung erneuerbarer Energien. Unter Berücksichtigung solcher Rahmendaten könnte prinzipiell eine konsistente und effiziente Strategie der Emissionsminderung abgeleitet werden, die zugleich der Zuteilung der Emissionsrechte wie auch der Bestimmung des Handlungsbedarfs in anderen Bereichen zugrunde zu legen wäre.

Eine Ableitung von sektoralen Emissionszielen auf der Basis vorliegender Selbstverpflichtungen (b) kann grundsätzlich den Vorteil haben, dass die damit formulierten Zielgrößen bereits eine gewisse Akzeptanzbasis haben. Allerdings sind dabei die unterschiedlichen sektoralen und zeitlichen Abgrenzungen in Selbstverpflichtungen und im Emissionshandelssystem zu beachten. Außerdem ist hierfür in jedem Fall eine Vollständigkeit der zu berücksichtigenden Selbstverpflichtungen erforderlich. Zu betonen ist auch, dass für die Zwecke des Emissionshandels grundsätzlich absolute Emissionsziele nötig sind, die ggf. aus relativen Zielen abzuleiten sind. Dabei ist auf der Makroebene keine Unterteilung von Selbstverpflichtungen auf Subsektoren erforderlich, sondern allein eine Zielbestimmung für den gesamten Bereich Energiewirtschaft und Industrie bzw. für den Emissionshandelsbereich. Selbst wenn generell davon ausgegangen werden kann, dass in Selbstverpflichtungserklärungen der Wirtschaft die oben genannten energiewirtschaftlichen Einflussfaktoren bereits berücksichtigt sind, ist dennoch gesondert zu prüfen, inwieweit die daraus abzuleitenden Ziele mit dem Gesamtemissionsziel und den Zielbeiträgen der nicht vom Handel betroffenen Bereiche wie Haushalte und Verkehr im Einklang stehen.¹¹

Zur Ableitung des Mengengerüsts des Allokationsplanes können auch sektoral disaggregierte Projektionen der Emissionen (c) herangezogen werden, die insbesondere sektorale Wachstumstrends berücksichtigen. Grundsätzlich sollten dabei zusätzlich aber auch die Möglichkeiten zur kosteneffizienten Emissionsverminderung berücksichtigt werden. Außerdem ist bei diesem Verfahren besonders auf einen gesondert vorzunehmenden Abgleich mit dem vorgegebenem Gesamtziel für die Emissionen zu achten. Eine allein „am Bedarf orientierte“ Gesamtzuteilung an den Emissionshandelsbereich ist generell nicht angemessen, da dies in der Regel zu überhöhten Anforderungen an die übrigen Bereiche wie Haushalte und Verkehr führen würde.

Anstelle einer Verteilung des Emissionsziels mit Hilfe von Projektionen kann das Mengengerüst auch durch eine proportionale Aufteilung des verbleibenden Minderungsziels ausgehend von aktuellen Emissionen ermittelt werden (d). Damit wird die aktuelle Emissionsstruktur auf die bevorstehende Handelsperiode übertragen. Hierbei ist danach zu unterscheiden, ob die aktuellen Emissionen z.B. um Temperatureinflüsse bereinigt werden oder nicht. Ohne eine solche Bereinigung kann z.B. für den Haushaltsbereich unter Umständen ein stark verzerrter Minderungsbeitrag resultieren. Eine solche proportionale Verteilung entspricht einem pragmatischen Vorgehen, das einfach und transparent ist. Es ist mit einem relativ geringen Daten-

¹¹ Im Hinblick auf künftige Handelsperioden ist außerdem danach zu fragen, ob entsprechende Selbstverpflichtungen, die sich mit der Allokationsplanung überschneiden, vorliegen werden.

bedarf anwendbar und beinhaltet selbst keine weiteren Annahmen über künftige Entwicklungen. Es lässt sich vor allem dann rechtfertigen, wenn der Zeitraum zwischen der statistischen Basis und der betreffenden Handelsperiode gering ist. Absehbare energiewirtschaftliche Entwicklungen oder Vorgaben, die wesentliche Abweichungen zur aktuellen Emissionsstruktur begründen, müssen bei diesem Verfahren nachträglich Berücksichtigung finden.

Die sektorale Verteilung des Emissionsziels und die Festlegung der gesamten Zuteilungsmenge ist letztlich in jedem Fall eine Frage der politischen Diskussion und Entscheidung. Die politische Vorgabe des Mengengerüsts ist insofern keine Alternative zu sachlich begründeten Verfahren, sondern eine notwendige Ergänzung. In diesem Zusammenhang erscheint es besonders wichtig, dass die Zielfindung unter Beteiligung aller interessierten Kreise geschieht (einschließlich der indirekt Betroffenen aus den Nichthandelsbereichen) und dass dieser Prozess ausreichend transparent geführt wird.

Unabhängig vom speziellen Verfahren, das der Ermittlung des Mengengerüsts auf der Makroebene der Allokationsplanung zugrunde gelegt wird, sind die Unsicherheiten der Mengenplanung aufgrund beschränkter oder sich ändernder Datenbasis zu beachten. Dies betrifft zum einen Informationen über die Entwicklung der Nicht-CO₂-Emissionen und zum anderen Informationen über den Bereich des Emissionshandels, der in seiner speziellen Abgrenzung nicht unmittelbar statistisch erfasst wird.

Die im Makroplan abgeleitete gesamte Zuteilungsmenge entspricht einem vorgegebenem Emissionsbudget für den gesamten Emissionshandelsbereich. Sie umfasst auch die Emissionen, die für Neuemittenten vorgesehen werden und entsprechend als Reserve gehalten werden. Es ist aber zu beachten, dass die tatsächliche inländische Gesamtmenge an Emissionen aufgrund des grenzüberschreitenden Handels mit Zertifikaten und der möglichen Anerkennung von Emissionsgutschriften von diesem Emissionsbudget abweichen kann.

3.7 Varianten der Zuteilung von Emissionsrechten (Mikroebene)

3.7.1 Auktionierung, Rationierung und Gratisverteilung

Bevor Emissionsrechte gehandelt werden können, müssen sie durch den Staat in der vorgesehenen Höhe in Verkehr gebracht werden. Dadurch erhalten die Marktteilnehmer eine „Erstausstattung“, die sie für eigene Emissionen oder für den Handel verwenden können. Diese Verteilung kann entweder marktwirtschaftlich durch eine Versteigerung oder planwirtschaftlich durch eine Rationierung von Zuteilungsmengen erfolgen. In beiden Fällen können die Versteigerungs- oder Verkaufserlöse in den Staatshaushalt fließen oder sie können vollständig oder teilweise an Unternehmen zurückfließen, die direkt oder indirekt vom Emissionshandelsystem betroffen sind. Eine Rationierung ist erforderlich, wenn die Emissionsrechte zu einem nicht-markträumendem Preis oder sogar kostenlos abgegeben werden (Tabelle 3-2).

Tabelle 3-2: Grundtypen der Rechteverteilung und Erlösverwendung

| | Auktionierung | Rationierter Verkauf | Rationierte Gratisverteilung |
|------------------|-----------------------------------|----------------------|------------------------------|
| Rechteverteilung | Marktwirtschaftlich | Zuteilungsplan | |
| Erlösverwendung | Staatshaushalt oder/und Rückfluss | | entfällt |

Die Erlöse einer Versteigerung von Emissionsrechten können grundsätzlich auf gleiche Weise verwendet werden wie das Aufkommen aus einer Emissionssteuer (z.B. zur Senkung anderer Steuern, Erhöhung von Ausgaben, Defizitverminderung). Durch einen vollständigen oder teilweisen Rückfluss der Erlöse an den Bereich des Emissionshandels können ggf. unerwünschte Verteilungseffekte kompensiert werden. Dies erfordert allerdings einen konkreten Rückflussplan, der unter Umständen mit ähnlichen verteilungspolitischen Problemen verbunden sein kann wie ein Zuteilungsplan. Bei einem rationierten Verkauf von Emissionsrechten werden die Emissionsrechte zu einem staatlich vorgegebenen Preis abgegeben, der niedriger ist als ein Marktpreis. Deshalb muss die Verteilung der Rechte nach einem Zuteilungsplan erfolgen, in dem die individuellen (Höchst-) Mengen an Zertifikaten festgelegt werden. Ein Rückfluss der Verkaufserlöse ist in diesem Fall im Vergleich mit der Auktionierung weniger dringlich, da die Kostenbelastung für die betroffenen Unternehmen geringer ist. Er könnte aber auch hier gezielt dafür eingesetzt werden, unbeabsichtigte Verteilungseffekte und insbesondere wirtschaftliche Härtefälle zu vermeiden. Dies wäre jedoch mit einer doppelten Planung auf der Mikroebene verbunden (Zuteilungs- und Rückflussplanung). Wenn die Zuteilung gratis erfolgt, wird das Problem der Erlösverwendung vollständig vermieden. Fragen der effizienten und gerechten Verteilung müssen in diesem Fall aber durch entsprechende Zuteilungsregeln sichergestellt werden.

Unter den betrachteten Grundtypen stellen die Auktionierung ohne Erlösrückfluss und die Gratisverteilung Extremformen dar, die sich grundlegend hinsichtlich der Kriterien Effizienz,

Gerechtigkeit, Praktikabilität, Systemkonformität und politischer Akzeptanz unterscheiden. Aus wirtschaftstheoretischer Sicht hat eine Versteigerung der Erstaussstattung von Emissionsrechten wesentliche Vorteile, die durch ein System der Gratiszuteilung nur unter bestimmten Bedingungen erreicht werden können.

Ein Emissionshandelssystem beruht konzeptionell auf der Nutzung des Marktmechanismus für die umweltpolitische Steuerung. Eine Auktionierung nutzt einen solchen Marktmechanismus bereits bei der Verteilung der Erstaussstattung und ist insofern besonders systemkonform. Die betroffenen Emittenten werden bei einer Versteigerung der Zertifikate soviel bieten, wie ihnen die Emissionsrechte wert sind. Sie offenbaren damit ihre Zahlungsbereitschaft, die von ihren individuellen technischen und ökonomischen Möglichkeiten und ihren Erwartungen abhängt. Als Ergebnis der Versteigerung kommt es zu einem einheitlichen Anfangspreis der Zertifikate und die Verteilung der Mengen kann gemäß den marginalen Zahlungsbereitschaften erfolgen, die wiederum die marginalen Emissionsvermeidungskosten widerspiegeln.¹² Insofern kann eine effiziente Aufteilung der vorgegebenen Gesamtmenge erreicht werden. Eine Versteigerung der Zertifikate könnte im Vergleich zu einer Gratisvergabe auch stärkere Anreize für Innovationen im Bereich emissionsparender Technologien setzen. Ein solches System hat eine einfache Grundstruktur, ist praktikabel und dürfte nur mit relativ geringen Transaktionskosten und Verwaltungsaufwand verbunden sein.

Die sich aus einer Auktion ergebende Verteilung der Zertifikate kann zudem als gerecht im Sinne des Äquivalenzprinzips angesehen werden, wobei die distributiven Effekte mit denen einer Emissionssteuer vergleichbar sind.¹³ Allerdings können sich starke Abweichungen zu einer gerechten Verteilung im Sinne des Leistungsfähigkeitsprinzips ergeben. Darüber hinaus wären – ohne kompensatorische Maßnahmen – erhebliche negative Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit von einzelnen Unternehmen oder Branchen nicht auszuschließen. Aus diesen Gründen und aufgrund von politischer Macht betroffener Wirtschaftsbereiche ist eine Auktionierung weitaus schwerer politisch durchzusetzen als eine kostenlose Zuteilung von Emissionsrechten.

Angesichts der grundsätzlichen Vorteile aber (bisher) geringen politischen Akzeptanz einer Auktionierung sind Mischsysteme von Interesse, bei denen anfänglich nur ein kleiner Teil der Zertifikate versteigert wird. Diesem Ansatz folgend sieht die EU-Richtlinie vor, dass der Mindestanteil kostenloser Zuteilung von 95 % im ersten Allokationsplan auf 90 % im zweiten Allokationsplan sinkt. Mit diesen hohen Anteilen ist vor allem die politische Akzeptanz des Emissionshandelssystems berücksichtigt worden, aber auch der Aspekt des Bestandsschutzes, der in einer Einführungsphase eine besondere Berechtigung haben kann. Für Neuemittenten

¹² Dieser Mechanismus bewirkt gleichzeitig, dass ein hoher Auktionsanteil dem Markt für Emissionsrechte Liquidität entzieht. Ein Teil der Transaktionen, die ohne Auktion über den Markt abgewickelt worden wären, werden in einer Auktion quasi „vorweggenommen“. Eine dem eigentlichen Marktgeschehen vorgeschaltete Auktion kann aber auch die Effizienz des Systems dadurch verbessern, dass die Teilnehmer frühe Preissignale über die wahren Knappheitsverhältnisse erhalten und damit bessere Informationen für ihre Investitions- und Handelsstrategien zur Verfügung haben (vgl. Ehrhart et al. 2005).

¹³ Darüber kann ein auf Auktionierung beruhendes Konzept auf einfache Weise geöffnet und erweitert werden. Es könnten auch Bieter zugelassen werden, die nicht zur Teilnahme am Handelssystem verpflichtet sind. Denkbar wäre auch eine länderübergreifende Versteigerung von Emissionsrechten.

gilt ein solcher Bestandsschutz grundsätzlich nicht, so dass für sie insofern eher ein Kauf von Emissionsrechten in Frage kommt. Dabei ist allerdings auch zu berücksichtigen, dass eine Schlechterstellung von Neuemittenten den Ersatz von alten Bestandsanlagen verzögern könnte. Ein Mischsystem mit sinkendem Gratisanteil erfordert insofern ein abgestimmtes Regelwerk, bei dessen Gestaltung insbesondere Fragen der dynamischen Effizienz beachtet werden müssen.

Auch eine Gratisallokation der Emissionsrechte kann bei geeigneter Ausgestaltung die oben genannten Kriterien erfüllen. Theoretisch kann ein Emissionshandelssystem unabhängig von der Verteilung der Erstausstattung zu einer effizienten umweltökonomischen Emissionsstruktur führen. Wesentliche Bedingung dabei ist, dass die Verteilung der Emissionsrechte nicht von den Emittenten durch ihr Verhalten beeinflusst werden kann. Diese Bedingung ist z.B. erfüllt, wenn für die Allokationsplanung ein einmaliges, echtes Grandfathering zugrunde gelegt wird, d.h. wenn sich die Höhe der individuell zuzuteilenden Emissionsrechte allein an nicht mehr veränderlichen Daten über die Emission in einer vergangenen Basisperiode bemisst. In diesem Fall entspricht die Zuteilung von Emissionsrechten aus der Sicht der Emittenten einem unveränderlichen Transfer, der grundsätzlich emissionsneutral ist. Zu beachten ist, dass in einem reinen Grandfatheringsystem lediglich eine Zuteilung an die bisherigen Emittenten erfolgt (wohlgemerkt unabhängig davon, ob und wie viel sie noch emittieren), nicht aber an Neuemittenten. Sie müssten die erforderlichen Rechte vollständig am Markt erwerben. Die entsprechend höhere Nachfrage nach Zertifikaten würde den Preis erhöhen und damit zugleich die Opportunitätskosten auch bei den bisherigen Emittenten. Ein solches Zuteilungssystem, das theoretisch allokationsneutral wäre, spielt allerdings in der aktuellen politischen Diskussion über den europäischen Emissionshandel praktisch keine Rolle.¹⁴

Andere Regelungen, die von den betroffenen Emittenten in ihr Kalkül einbezogen werden, können hingegen die Entscheidungen über emissionsrelevante Handlungen verzerren. Dazu zählen insbesondere intertemporale Regelungen im Zusammenhang mit einer Aktualisierung der Basisperiode, einer nachträglichen Anpassung innerhalb einer Handelsperiode und der Stilllegung sowie der Inbetriebnahme von Anlagen. Ebenso hängen die distributiven Effekte einer Gratisallokation wesentlich von der konkreten Ausgestaltung ab. Bei der Diskussion über die Mikroebene der Allokationsplanung stehen gerade solche Verteilungsfragen häufig im Vordergrund. Die hierbei auftretenden Konfliktpotenziale können selbst durch ein komplexes Regelwerk wohl nicht insgesamt befriedigend aufgefangen werden. An Stelle einer Vielzahl von differenzierten Sonderregelungen sollte deshalb generell eine möglichst einfache Struktur der Zuteilung festgelegt werden, die zugleich am ehesten auch die geforderten Kriterien der Transparenz und Objektivität erfüllen.

Die weitere Behandlung von Zuteilungsverfahren beschränkt sich auf den Grundtyp der Gratisverteilung von Emissionsrechten.

¹⁴ Dies gilt auch für andere effizienzneutrale Zuteilungsschemata, nach denen die Zuteilung völlig unabhängig von den Emissionen und von der Produktion der betroffenen Emittenten erfolgen würde.

3.7.2 Direkte oder indirekte Emissionen als Zuteilungsbasis

Der Handel mit Emissionsrechten bzw. die Allokation von Zertifikaten kann sich auf direkte oder auf direkte und indirekte Emissionen beziehen. Diese Unterscheidung ist insbesondere für den Bereich der Elektrizitäts- und Wärmeversorgung von Bedeutung, da hier die Emissionen im Wesentlichen nicht vom Emittenten, sondern an anderer Stelle verursacht werden. Umgekehrt wirken sich z.B. Maßnahmen zur Stromeinsparung nicht direkt emissionswirksam beim Verbraucher aus, sondern im Kraftwerksbereich. Anders als im Bereich projektbezogener Mechanismen (CDM, JI), wo auch indirekte Emissionen angerechnet werden können, bezieht sich der Emissionsrechtehandel auf direkte Emissionen.

Dennoch könnten bei der Allokation von Emissionsrechten grundsätzlich auch indirekte Emissionen berücksichtigt werden (vgl. z.B. KPMG 2002). Hierfür könnte vor allem sprechen, dass stromintensive Verbraucher unter Umständen einen Großteil der Zusatzkosten des Emissionshandels zu tragen haben, wenn der Energiesektor die Opportunitätskosten der Zertifikate weitgehend auf die Strompreise überwälzt (vgl. Kapitel 13.2). Außerdem kann die Berücksichtigung indirekter Emissionen im Zusammenhang mit relativen Emissionszielen bzw. Effizienzbenchmarks, die indirekte Emissionen einbeziehen, nahe liegen. Darüber hinaus spielen indirekte Emissionen auch bei der Bewertung von KWK-Anlagen und erneuerbaren Energien eine Rolle, was insbesondere bei der Wechselwirkung unterschiedlicher Politikinstrumente zu berücksichtigen ist (vgl. Kapitel 12).

Bei einer teilweisen Allokation von Emissionsrechten an Energieverbraucher statt –produzenten verfügen die Emittenten anfänglich nicht über genügend Zertifikate. Im Ergebnis müssten sie die an Verbraucher zugeteilten Mengen von ihnen kaufen, wodurch die Verbraucher eine Kompensation für Mehrkosten erhielten. Eine solche Umverteilung der Erstausrüstung setzt voraus, dass indirekte Emissionen individuell zugerechnet werden können, sowohl auf Seiten der Verbraucher auch als auch Seiten der Emittenten, was insbesondere bei grenzüberschreitendem Handel schwierig wäre (internationales Labellingsystem). Dabei wäre es wichtig zu identifizieren, ob der Emittent z.B. unter Berücksichtigung des Kriteriums der Anlagengröße zum Emissionshandelsbereich gehört oder nicht.

Ein allgemeines System zur Berücksichtigung von indirekten Effekten bei der Allokation von Emissionsrechten wäre vor diesem Hintergrund nicht einfach zu implementieren. Eher vorstellbar wäre eine Berücksichtigung besonders energieintensiver Bereiche im Rahmen einer Sonderregelung für indirekt betroffene Unternehmen, deren Wettbewerbsfähigkeit anderenfalls erheblich beeinträchtigt würde. Dabei müssten aber auch mögliche Subventionsaspekte und Fragen der europäischen Harmonisierung beachtet werden. Die Notwendigkeit einer solchen Regelung sollte auf der Grundlage von Erfahrungen geprüft werden, die in der ersten Handelsperiode gemacht werden.

3.7.3 Branchenziele als optionale Zwischenebene

Im Rahmen des Mehrebenenkonzeptes wird die Möglichkeit betrachtet, dass auf einer Zwischenebene die gesamte Zuteilungsmenge auf Emittentengruppen z.B. in Anlehnung an Branchen oder Anlagenkategorien aufgeteilt wird (Kapitel 3.5). Auf dieser Zwischenebene könn-

ten – sofern vorhanden - subsektorale Ziele oder Daten zu branchenbezogenen Minderungspotentialen oder subsektoralen Wachstumsprojektionen für die Allokationsplanung berücksichtigt werden.¹⁵

Auf dieser Ebene sind als Kriterien für die Aufteilung von Emissionsrechten in erster Linie Akzeptanz und Gerechtigkeit sowie Wettbewerbseffekte von Bedeutung. Darüber hinaus spielen auch hier Fragen der Anreizkompatibilität eine wesentliche Rolle. Anders als auf der Makroebene des Allokationsplans sind hier Effizienzkriterien insofern weniger bedeutsam, als zwischen diesen Emittentengruppen Emissionszertifikate gehandelt werden können, so dass eine zunächst wenig effiziente Emissionsaufteilung ex post durch das Handelssystem marktgesteuert verändert werden kann.

Die Akzeptanz des Verteilungssystems könnte möglicherweise dadurch gefördert werden, dass auf dieser Ebene Selbstverpflichtungen der Wirtschaft beim Verteilungsschlüssel berücksichtigt werden. Dazu müsste allerdings ein kompletter Satz subsektoraler Ziele vorliegen, um daraus die Struktur der Emissionsrechte nach Emittentengruppen ableiten zu können.

Wenn auf eine solche Weise eine Verteilung auf Gruppen des Emissionshandelssystems (z.B. branchenorientiert) gefunden werden kann, muss mit einem Abgleichmechanismus Konsistenz mit der Gesamtzahl an Berechtigungen gemäß dem Makroplan hergestellt werden.¹⁶ Auf dieser Zwischenebene ergibt sich dann die Verteilungsstruktur gemäß Gerechtigkeits- und Akzeptanzkriterien, während das Gesamtniveau nach Möglichkeit auf der Basis übergreifender Effizienzkriterien abgeleitet werden sollte.

Für den Abgleichmechanismus zwischen der Ebene der Emittentengruppen und dem Makroplan kann ein zu errechnender Erfüllungsfaktor verwendet werden. Ein solcher Abgleich ist ebenso zwischen der Emittenten- bzw. Anlagenebene und dieser Zwischenebene erforderlich. Wenn auch dieser Abgleich mit Hilfe eines Erfüllungsfaktors erfolgt,¹⁷ würde das Zuteilungssystem dann zweistufige Erfüllungsfaktoren umfassen, die zusammen genommen für Konsistenz zwischen dem Mikro- und dem Makroplan sorgen.

Ein solches System zweistufiger Erfüllungsfaktoren ist vergleichbar mit einem System gruppen- (bzw. branchen-) spezifischer Erfüllungsfaktoren auf Anlagenebene.

¹⁵ Diese Möglichkeit wird auch im Non-Paper der Europäischen Kommission (2004) betrachtet: "Another possibility for Member States would be first to consider allocation of allowances to different sectors covered by the EC emissions trading scheme..."; wobei dort diesbezüglich auf die Verfahren der Makroallokation verwiesen wird (vgl. Kapitel 3.6). Die Zwischenebene der Emittentengruppen wird hier hingegen als Teil der Mikroplanung verstanden.

¹⁶ Eine solche Anpassung kann gering sein oder ggf. ganz entfallen, wenn auch der Makroplan auf der Basis von Selbstverpflichtungen aufgestellt wird.

¹⁷ Es ist zu beachten, dass der Abgleich im deutschen Zuteilungsgesetz 2007 durch das Zusammenspiel von gesetzlichem Erfüllungsfaktor und anteiliger Kürzung (sog. zweiter Erfüllungsfaktor auf Anlagenebene) erfolgt (vgl. Kapitel 3.8).

3.7.4 Zuteilungen auf Basis absoluter Emissionen: Grandfathering oder Projektion

Die Zuteilung an die einzelnen Emittenten kann auf Basis absoluter und auf Basis relativer Emissionen vorgenommen werden. Für eine Zuteilung auf Basis absoluter Emissionen kommen zwei Alternativen in Betracht:

- a) Zuteilung anhand bisheriger Emissionen (Grandfathering-Ansatz)
- b) Zuteilung anhand erwarteter Emissionen (Projektions-Ansatz)

Der wesentliche Unterschied zwischen diesen beiden Varianten besteht darin, dass gemäß dem Projektions-Ansatz erwartete Produktionsänderungen berücksichtigt werden, wovon Emittenten in wachsenden Wirtschaftsbereichen profitieren können. Grundsätzlich wären nach diesem Ansatz aber auch emissionsmindernde Faktoren zu berücksichtigen. Der Projektions-Ansatz führt auf der Mikroebene zu einem fundamentalen Problem der vorhandenen (asymmetrischen) Informationen von Emittenten und Zuteilungsbehörde. So kann der Emittent versuchen, die erwartete Emission systematisch überhöht anzugeben, um dadurch einen höheren Zuteilungsanteil zu erreichen. Die Behörde kann die Angemessenheit solcher individuellen Projektionen aber nur sehr begrenzt überprüfen. Ein solches Verfahren ist deshalb als Grundregel für die individuelle Zuteilung nicht zu empfehlen.

Bei einem Grandfathering-Ansatz werden hingegen (dem Prinzip des Besitzstandsschutzes folgend) grundsätzlich die Emissionen in einer historischen Basisperiode zugrunde gelegt. Dabei sind mehrere Untervarianten möglich:

- nach der Länge der Basisperiode: ein Jahr oder mehrere Jahre,
- nach der Aktualität der Basisperiode: möglichst aktuelle Datenbasis oder weiter zurück in der Vergangenheit liegende (historische) Emissionen,
- nach der Wahlfreiheit der Basisperiode: vorgegebene oder wählbare Zeiträume,
- nach der Gültigkeitsdauer der Basisperiode: längerfristig unveränderliche Basisperiode oder regelmäßige Aktualisierung (Updating).

Eine Basisperiode von nur einem Jahr ist mit dem Nachteil verbunden, dass zufällige betriebsinterne oder externe Einflüsse auf die Produktion bzw. die Emission eines Emittenten in diesem Zeitraum einen großen unbeabsichtigten Einfluss auf die Zuteilung für die gesamte Handelsperiode haben können. Eine längere Basisperiode von z.B. drei Jahren kann dieses Problem vermindern und ist deshalb generell vorzuziehen (sofern die Datenverfügbarkeit gegeben ist).

Ob eine aktuelle oder eine ältere Datenbasis für ein Grandfathering zugrunde gelegt wird, ist unter Effizienzaspekten nicht wesentlich. Diese Entscheidung kann aber erhebliche distributive Konsequenzen haben. Eine aktuelle Basisperiode hat den Vorteil, dass die Zuteilung in der Regel stärker am „Zertifikatebedarf“ der Emittenten orientiert ist. Der Unterschied zum Projektions-Ansatz ist dann allein aufgrund des geringeren Zeitabstands geringer als bei einer älteren Datenbasis. Eine weiter zurückliegende Basisperiode kommt zwar in Betracht, um auf diese Weise frühzeitige Emissionsminderungen (Early Action) zu belohnen bzw. sonst mögliche Benachteiligungen zu vermeiden. Allerdings stehen hierfür auch andere Möglichkeiten in

Form von Sonderregelungen der Zuteilung zur Verfügung. Insbesondere in einem System einer anlagen- (statt unternehmens-) bezogenen Zuteilung wären außerdem mit einer sehr frühen Basisperiode auch einige praktische Probleme verbunden, weil in der Zwischenzeit zahlreiche Anlagen stillgelegt und dafür neue in Betrieb genommen wurden.

Denkbar wäre auch eine mehr oder minder große Wahlfreiheit über die individuell zu verwendende Basisperiode (länger oder kürzer, früher oder später) oder über die berücksichtigten Jahre innerhalb einer Basisperiode. Soweit dies nicht durch die Datenverfügbarkeit begründet wird, würde hierdurch jedoch die Vergleichbarkeit der Datenbasis unnötig eingeschränkt. Außerdem würden dadurch vor allem stärker fluktuierende Produktionsbereiche zu Lasten anderer Bereiche profitieren können.

Nach einem echten Grandfathering erfolgt die Zuteilung anhand einer einmaligen Basisperiode. Wenn die Basisperiode hingegen regelmäßig aktualisiert wird (Updating), kann dies zu Fehlanreizen in dem Sinne führen, dass die Betreiber relativ viel emittieren, um in der nächsten Periode viele Zertifikate zu bekommen. Dies würde die Lenkungswirkung des Emissionshandels unter Umständen stark einschränken. Dieser Effekt ist allerdings im Zusammenhang mit der Länge der Handelsperiode und dem genaueren Zeitplan der Allokationsplanung zu beurteilen (vgl. auch Kapitel 3.9).

Es ist zu betonen, dass bei einer Zuteilung nach absoluten Emissionen in beiden der oben genannten Varianten nicht vollständig nach bisherigem Bedarf (Grandfathering-Ansatz) oder nach künftigem Bedarf (Projektions-Ansatz) zugeteilt wird, sondern dass in jedem Fall ein Abgleich mit dem Makroplan erfolgen muss, was in der Regel zu einer gegenüber dem Bedarf verminderten Zuteilung führt.

Bei der Wahl zwischen Grandfathering und Projektion ist nicht zuletzt die Verfügbarkeit von Daten für die Basisperiode zu berücksichtigen. Naturgemäß ist der Grandfathering-Ansatz nicht anwendbar, wenn hierzu keine ausreichende Datenbasis vorliegt. Deshalb können vor allem mit Blick auf jüngere Anlagen, die in der Basisperiode nicht oder nur wenig in Betrieb waren, Mischsysteme sinnvoll sein.

3.7.5 Zuteilungen auf Basis relativer Emissionen: Durchschnitts-Benchmarks oder beste verfügbare Technik

Anstelle von absoluten Emissionen können der Zuteilung relative oder spezifische Emissionswerte zugrunde gelegt werden. Als Bezugsgröße kommt dabei insbesondere der mengenmäßige Output in Betracht.¹⁸ Die gesamte anzurechnende Emission ergibt sich dann aus der Multiplikation des spezifischen Emissionswertes und einer Produktionsmenge, wobei zusätzlich ggf. ein Erfüllungsfaktor oder andere Faktoren zum Abgleich mit dem Makroplan zu berücksichtigen sind. Dieser Ansatz kann aus unterschiedlichen Gründen sowohl für bestehende

¹⁸ Alternativ ist als Bezugsgröße auch die Kapazität bzw. installierte Leistung einer Anlage denkbar, allerdings besteht bei diesen Größen in Abhängigkeit von der tatsächlichen Auslastung in der Regel ein schwächerer Zusammenhang zu den Emissionen, als dies beim Output der Fall ist.

als auch für neue Anlagen angewendet werden. Dabei sind zahlreiche Varianten danach zu unterscheiden, wie die Outputgröße und wie der Emissionswert ermittelt wird.

Für die Bemessung des Outputs können verwendet werden:

- a) die tatsächliche Produktion in einer früheren Periode,
- b) die tatsächliche Produktion in der Basisperiode,
- c) eine fiktive Produktion in der Basisperiode,
- d) die erwartete Produktion in der Handelsperiode,
- e) eine Produktion gemäß einer Normalauslastung der Kapazität.

Als spezifische Emissionswerte kommen folgende Größen in Betracht:

- 1) individuelle spezifische Emissionen in einer früheren Periode,
- 2) individuelle spezifische Emissionen in der Basisperiode,
- 3) erwartete individuelle spezifische Emissionen,
- 4) branchendurchschnittliche Emissionen in der Basisperiode (in Deutschland oder Europa, ggf. nach Energieträgern differenziert),
- 5) vereinbarte spezifische Emissionen für Branchen und ggf. Energieträgern,
- 6) spezifische Emissionen der besten verfügbaren Technik, ggf. nach Energieträgern differenziert.

Daraus ergeben sich für bestehende Anlagen insgesamt 30 Varianten-Kombinationen. Davon entsprechen 1a) und 2b) einem Grandfathering- und 3d) einem Projektionsansatz. Für Neuanlagen scheiden naturgemäß die Varianten, die sich auf tatsächliche individuelle Emissionswerte oder Outputgrößen in der Basisperiode oder in früheren Jahren beziehen (1 und 2 sowie a und b) aus.

Zur generellen Berücksichtigung von frühzeitigen Emissionsminderungen (Early Action) werden in Variante 1 jeweils die spezifischen Emissionswerte einer früheren Periode herangezogen. In der Kombination 1b) werden diese Werte mit dem Output der Basisperiode multipliziert (sog. Baden-Württemberg-Formel¹⁹). Damit würden die fiktiven Emissionen zugrunde gelegt, die sich in der Basisperiode bei der früheren Effizienz und Emissionsintensität ergeben hätten. Auf eine solche Regelung kann verzichtet werden, wenn die Anerkennung von Early Action durch Sonderregelungen erfolgt.

Die anderen Varianten (4 bis 6) zeichnen sich dadurch aus, dass hinsichtlich der spezifischen Emissionswerte nicht die individuellen Verhältnisse des Emittenten bzw. der Anlage zugrunde gelegt werden, sondern branchen- oder technologiebezogene Kennziffern, die in einem weiteren Sinn als Benchmarks zu verstehen sind.

¹⁹ Die Baden-Württemberg-Formel wurde für die Zuteilung der Emissionsrechte im Rahmen des Planspiels SET UP entwickelt (vgl. Schleich et al. 2002).

Durchschnitts-Benchmarks (Variante 4) werden ermittelt, indem die Summe der Emissionen einer Emittentengruppe (z.B. einer Branche oder Subbranche) durch den gesamten Output dieser Gruppe dividiert wird. Bei dieser Durchschnittsbildung kann jeweils der betrachtete Emittent unberücksichtigt bleiben. Ein solcher Ansatz ist mit dem anreizorientierten Regulierungskonzept der Yardstick Competition (Shleifer 1985) vergleichbar. Nach diesem Ansatz können Anlagenbetreiber, die relativ wenig emittieren, unter Umständen mehr Emissionsrechte erhalten, als sie (bei konstanter Produktion) benötigen, während emissionsintensive Betreiber entsprechend geringer mit Emissionsrechten ausgestattet werden. Im Vergleich zu einer Zuteilung gemäß den individuellen Emissionswerten hat dies mehrere prinzipielle Vorteile:

- Frühzeitige Emissionsminderungen werden bei diesem Ansatz automatisch belohnt; insofern wären keine Sonderregelungen zur Berücksichtigung von Early Action erforderlich.
- Im Fall einer Aktualisierung der Basisperiode (Updating) kann das Problem der strategischen Emissionserhöhung verhindert oder zumindest wesentlich vermindert werden, da dann die Zuteilung nicht mehr von den tatsächlichen individuellen Emissionen abhängt.

Durchschnitts-Benchmarks könnten zunächst für die einzelnen Emittentengruppen in Deutschland berechnet werden. Künftig wäre auch eine europaweite Durchschnittsbildung denkbar (AGE 2002, vgl. hierzu Kapitel 8.2.4).

Anstelle von berechneten Durchschnittswerten auf Basis empirischer Daten könnten als Benchmarks (bzw. performance standard rates) auch entweder vereinbarte spezifische Emissionswerte für Branchen (Variante 5) oder spezifische Emissionen der jeweils besten verfügbaren Technik (Variante 6) verwendet werden. In allen drei Fällen ist es grundsätzlich erforderlich, hinreichend homogene Emittentengruppen zu bilden, für die vergleichbare Kennziffern ermittelt werden können. Außerdem müssen für diese Gruppen die jeweils erforderlichen Daten verfügbar sein.

Bei der Bildung homogener, in sich vergleichbarer Gruppen ist auch festzulegen, ob dabei nach Energieträgern oder Prozessen differenziert werden soll oder nicht. Dies ist insbesondere für den Kraftwerksbereich von Bedeutung. Bei einem Verzicht auf eine Brennstoffdifferenzierung werden emissionsärmere Anlagen (z.B. auf Gasbasis) tendenziell begünstigt und emissionsintensivere Anlagen (z.B. auf Braunkohlenbasis) benachteiligt. Während für bestehende Anlagen eine Brennstoffdifferenzierung erforderlich sein kann, um zu starke Wettbewerbseffekte zu vermeiden, sind bei Neuanlagen eher einheitliche Benchmarks zu rechtfertigen, bei denen nicht nach dem Brennstoff differenziert wird.

Bei der Zuteilung für Bestandsanlagen kann der dem jeweiligen Benchmark entsprechende Emissionswert mit dem tatsächlichen individuellen Output in der Basisperiode multipliziert werden (Varianten 4, 5 oder 6 kombiniert mit Variante b). Alternativ könnte auch die erwartete Produktion in der Handelsperiode oder eine Produktion bei Normalauslastung (Varianten d bzw. e) angerechnet werden, um unterschiedliche Wachstumsperspektiven zu berücksichtigen. Dies hätte allerdings auch Einfluss auf den Erfüllungsfaktor. Außerdem wäre dies schwerer zu kontrollieren als eine Zuteilung auf Basis der tatsächlichen Produktion.

Allein schon aus Gründen der mangelnden Datenverfügbarkeit konnten die Zuteilungen an Betreiber bestehender Anlagen für die erste Handelsperiode nicht anhand solcher Benchmarks erfolgen. Für künftige Allokationspläne sollten diese Möglichkeiten aber näher untersucht werden.

Für Neuanlagen liegen keine individuellen Vergangenheitsdaten über Emissionen und Produktion vor. Anwendbar sind diesbezüglich aber grundsätzlich alle Kombinationen der Benchmark-Varianten 4 bis 6 mit den Output-Varianten c bis e. Dabei können strengere Maßstäbe angelegt werden als beim Bestand, z.B. Emission der besten verfügbaren Technik ohne Brennstoffdifferenzierung multipliziert mit dem Output bei Normalauslastung.

Für eine möglichst weite Anwendung von Benchmarks – sowohl für Bestands- als auch für Neuanlagen – müssen die Datengrundlagen noch verbessert werden (vgl. Anhang 1).

3.8 Abgleich zwischen Mikro- und Makroplan

Es ist bereits mehrfach angemerkt worden, dass im Rahmen des Mehrebenenkonzeptes ein Abgleich zwischen Mikro und Makroplan erforderlich ist, um die Konsistenz der gesamten Allokationsplanung zu gewährleisten. Abgesehen von der möglichen Zwischenebene, auf der gegebenenfalls eine Aufteilung auf Emittentengruppen (nach Branchen oder Tätigkeitsbereichen) erfolgt, kann der Abgleich zwischen einer vorgegebenen Gesamtzuteilungsmenge für den Emissionshandelsbereich und der Summe der individuellen Zuteilungsmengen durch einen einheitlichen Erfüllungsfaktor bewirkt werden, der die Zuteilungsmengen proportional vermindert. Dieser Erfüllungsfaktor kann in der Regel erst im Verfahren der Zuteilung ermittelt werden.

Die Festlegung einer Gesamtzuteilungsmenge wird dadurch erschwert, dass der Bereich der Emittenten, die unter das Emissionshandelssystem fallen, statistisch schlecht erfasst ist und vom Bereich Energie und Industrie abweicht. Aus dem Makroplan kann aber für den Bereich Energie und Industrie ein Reduktionsfaktor abgeleitet werden, der auf den Emissionshandelsbereich angewendet wird. Unter Berücksichtigung dieses Reduktionsfaktors sowie der Sonderregelungen und des Reservebedarfs kann dann ein konsistenter Erfüllungsfaktor ermittelt werden.

Wenn bereits im Allokationsplan ein Erfüllungsfaktor festgeschrieben wird, der auf Schätzungen beruht, können Diskrepanzen zur Makroplanung auftreten. Beträchtliche Differenzen können vor allem dann resultieren, wenn der vorgegebene Erfüllungsfaktor im Vorfeld nicht ausreichend sowohl mit der Makroplanung als auch mit Sonderregelungen des Mikroplans abgestimmt ist.

Im Zuteilungsgesetz 2007 wird die Höhe des Erfüllungsfaktors festgeschrieben und zugleich wird eine maximale Gesamtzuteilungsmenge festgelegt. Wenn diese Gesamtmenge überschritten wird, muss im Zuteilungsverfahren eine zusätzliche anteilige Kürzung vorgenommen werden (vgl. Kapitel 8.4).

Die Zuteilung für die erste Handelsperiode wurde dadurch erschwert, dass über den Bereich der betroffenen Anlagen während der Allokationsplanung nur unvollständige Informationen

vorlagen. Die notwendigen Informationen konnten im Wesentlichen erst im Zuteilungsverfahren selbst gewonnen werden. Bei der Planung für die nächste Periode könnten diese Informationen hingegen berücksichtigt werden.

In diesem Zusammenhang ist auch darauf zu verweisen, dass Flexibilitäten oder Sonderregelungen im Allokationsplan als Folge der notwendigen Abstimmung mit dem Makroplan grundsätzlich zu Lasten aller anderen Emittenten des Emissionshandelsbereichs gehen.

3.9 Zeitliche Aspekte der Zuteilung

Die zeitlichen Aspekte der Allokationsplanung haben einen wesentlichen Einfluss auf die Wirkungsweise des Emissionshandels. Dabei geht es insbesondere um Festlegungen zur Gültigkeit der Zertifikate, zur zeitlichen Abgrenzung der Datengrundlagen sowie zum zeitlichen Verlauf der Zuteilungs- und Abrechnungsverfahren. Hierzu gehören nicht zuletzt auch Fragen der Behandlung von Neuanlagen und Stilllegungen. Da diese einzelnen Fragen bereits in unterschiedlichen Zusammenhängen angesprochen wurden, sollen sie im Folgenden nur kurz zusammenfassend dargestellt werden.

Der Emissionshandel kann in zeitlicher Hinsicht nach einem Einperioden- oder einem Mehrperiodenansatz erfolgen. In einem Einperiodensystem sind die Zertifikate für die Dauer des Handels oder für unbestimmte Zeit gültig. Eine kontinuierliche Verminderung der Emissionen könnte in einem solchen System durch eine Abwertung der Zertifikate im Zeitablauf bewirkt werden, während in einem Mehrperiodensystem die Gesamtmenge an Emissionsrechten (Cap) von Periode zu Periode vermindert werden kann.

In einem Mehrperiodensystem ist die Länge der Zuteilungs- bzw. Handelsperiode wichtig. Danach sind vor allem einjährige und mehrjährige Handelsperioden zu unterscheiden. Im europäischen Emissionshandel beträgt die Handelsperiode zunächst drei und dann fünf Jahre. Eine längere Handelsperiode würde tendenziell die zeitliche Flexibilität erhöhen, zugleich aber nur weniger kontinuierliche Cap-Anpassungen erlauben.

Die Ausgabe der Emissionsrechte für eine Handelsperiode kann einmalig oder in regelmäßigen Zeitabständen erfolgen. Im europäischen System erfolgt sie jährlich, wobei die auszugebenden Anteile vom Mitgliedstaat festgelegt werden können (in Deutschland von Jahr zu Jahr in gleichen Anteilen). Weitgehend unabhängig von der jährlichen Ausgabe können innerhalb einer jeden Handelsperiode Emissionen zeitlich vorgezogen werden (periodenbegrenztes Borrowing).

Zwischen den Handelsperioden ist hingegen kein Borrowing möglich. Hiermit soll bewirkt werden, dass Emissionsminderungen nicht zu weit in die Zukunft verlagert werden. Mit Ausnahme der ersten Periode ist eine Überführung von Emissionsrechten (Banking) zwischen Handelsperioden möglich. Dies erhöht generell den Flexibilitätsspielraum der beteiligten Unternehmen und kann dadurch zu Kosteneinsparungen beitragen.

Bei einer Gratzuteilung kann die hierfür verwendete Basisperiode von Zuteilungsperiode zu Zuteilungsperiode beibehalten oder aktualisiert werden (Updating). Im ersten Fall nimmt der Abstand zur Basisperiode immer mehr zu, so dass der Neuanlagenanteil ständig zunimmt. Im

Fall einer regelmäßigen Aktualisierung der Basisperiode besteht unter Umständen die Gefahr, dass die Anreize zur Emissionsreduktion stark vermindert werden, wenn Emissionen in einer Periode durch Emissionsrechte in der folgenden Periode belohnt werden. Ein solcher adverser Effekt kann z.B. durch Durchschnitts-Benchmarks vermindert (wenn auch nicht völlig verhindert) werden.

In einem Emissionshandelssystem soll die Zuteilung von Emissionsrechten grundsätzlich vor Beginn der Handelsperiode erfolgen und danach nach Möglichkeit nicht mehr revidiert werden. Ex-post-Anpassungen können die Wirkungsweise des Handelssystems einschränken und sollten deshalb möglichst vermieden werden. Vor allem im Zusammenhang mit Regelungen zu Stilllegungen und neu errichteten Anlagen können Sonderprobleme auftreten, die zur Korrektur nachträgliche Anpassungen nahe legen. Auch in diesen Fällen sollten allerdings alternative Regelungen in Betracht gezogen werden, die keine nachträgliche Anpassung erfordern.

Bei der Aufstellung des Allokationsplans stellt sich in einem Mehrperiodensystem außerdem die Frage, inwieweit in diesem Rahmen bereits Festlegungen für spätere Handelsperioden getroffen werden sollen. Während konkrete Regelungen, die die Zuteilung an Emittenten für folgende Zuteilungsperioden mit längerfristiger Bindungswirkung festlegen, problematisch sein können, ist es im Sinne der Transparenz und längerfristigen Kalkulierbarkeit des Emissionshandels grundsätzlich von Vorteil, wenn allgemeine Mengenziele und Allokationsregeln für einen längeren Zeitraum bekannt sind. Dies kann direkt im Allokationsplan oder im Klimaschutzprogramm, mit dem die Allokationspläne kompatibel sein müssen, verankert werden.

3.10 Literatur

- AGE 2002: Arbeitsgruppe "Emissionshandel zur Bekämpfung des Treibhauseffektes". Zwischenbericht der Unterarbeitsgruppe II Allokation. Phase: Februar – September 2002. Berlin
- Baumol, W. J. and W. E. Oates 1988. *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge, England, Cambridge University Press.
- Boemare, C. and P. Quirion 2002: Implementing Greenhouse Gas Trading in Europe: Lessons from Economic Literature and International Experiences. *Ecological Economics* 43(2-3): 213-230.
- Böhringer, Chr., Lange, A. 2003 On the Design of Optimal Grandfathering Schemes for Emission Allowances. ZEW Discussion Paper No. 03-08. Mannheim 2003.
- Buck, W. 1983: *Lenkungsstrategien für die optimale Allokation von Umweltgütern*. Frankfurt am Main, Bern, New York, 1983.
- Bundesregierung 2001: Stellungnahme der Bundesregierung zur Einführung eines EU-weiten Handels mit Treibhausgasen. Positionspapier für die Diskussion mit der Europäischen Kommission am 10.09.2001
- Butzengeiger, Sonja; Betz, Regina; Bode, Sven 2001: Making GHG emissions trading work – crucial issues in designing national and international emissions trading systems. HWWA-Diskussionspapier Nr. 154, Dezember 2001, Hamburg
- Cames, M., Deuber, O. unter Mitarbeit von U. Rath 2004: Emissionshandel im internationalen zivilen Luftverkehr. Öko-Institut Berlin, Januar 2004
- CCAP 2002: Design of a Practical Approach to Greenhouse Gas Emissions Trading Combined with Policies and Measures in the EC. Center for Clean Air Policy Washington, DC 2002.
- Coase, R. 1960: The Problem of Social Cost". In: *Journal of Law and Economics*.
- Crocker, T.D. 1966: The Structuring of Atmospheric Pollution Control Systems. In: Wolozin (Hrsg.): *The Economics of Air Pollution*. New York 1966, S. 61-85.
- Dales, J.H. 1968: *Pollution, Property Rights and Prices*. Toronto 1968.
- DIW Berlin, HWWA, ZEW Mannheim 2002: Ökonomisch-ökologische Evaluation des Richtlinienvorschlages der EU-Kommission zur Einführung eines Handelssystems mit Treibhausgasemissionen in der europäischen Gemeinschaft (COM (2001) 581). Entwurf 4.2. 2002.
- DIW Berlin, Öko-Institut, Fraunhofer-ISI 2003: Nationaler Allokationsplan (NAP). Gesamtkonzept, Kriterien, Leitregeln und grundsätzliche Ausgestaltungsvarianten. Berlin, Karlsruhe, Juli 2003.
- Endres, A., Rehbinder, E. Schwarze, R. (Hrsg.) 1994: *Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht*. Economica Verlag 1994

- Ehrhart, K.-M., et al. 2005: The role of auctions and forward markets in the EU ETS: counterbalancing the cost-inefficiencies of combining generous allocation with a ban on banking, *Climate Policy* (in print).
- Europäische Kommission 2000: Grünbuch Handel mit Treibhausgasemissionen in der Europäischen Union, KOM (2000) 87 endg.
- Europäische Kommission 2001: Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 9661/EG des Rates, 2001/0245(COD), KOM(2001)581 endg., Brüssel, 23.10.2001
- Europäische Kommission 2003: The EU Emissions Trading Scheme: How to develop a National Allocation Plan. Non-Paper. 2nd meeting of Working 3. Monitoring Mechanism Committee, April 1, 2003
- Europäische Kommission 2004: Communication from the Commission on guidance to assist Member States in the implementation of the criteria listed in Annex III to Directive 2003/87/EC establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading within the Community and amending Council Directive 96/61/EC, and on the circumstances under which force majeure is demonstrated. COM(2003) 830 final, Brussels, 7 January 2004
- FIELD 2000: Designing Options for Implementing an Emissions Trading Regime for Greenhouse Gases in the EC.. Foundation for International Environmental Law and Development. Final Report to the European Commission DG Environment (Contract B4-3040/98/000795/MAR/B1). 22 February 2000
- Harrison, D. Jr., Radov, D.B. 2002: Evaluation of alternative initial allocation mechanism in a European Union greenhouse gas emissions allowance trading scheme. Study prepared by NEDA with assistance from Jaakko Pöyry Consulting for DG Environment, European Commission, March 2002.
- IETA 2003: Greenhouse Gas Market 2003 emerging but fragmented. IETA International Emission Trading Association 2003
- IETA 2005: International Emission Trading Association. www.ieta.org
- IETA's Trading Scheme Database. www.pointcarbon.com/schemes.php
- Jaffe, Adam; Peterson, Steven; Portney, Paul; Stavins, Robert 1995: Environmental regulation and the competitiveness of U.S. manufacturing: what does the evidence tell us?, in: *Journal of Economic Literature*, 33, S. 132-163
- Kolstad, Charles D., Michael Toman 2001, *The Economics of Climate Change Policy*, 2001.
- KPMG, ECOFYS, (Dutch), Ministry of Economic Affairs 2002: Allocation of CO₂ emission allowances. Distribution of emission allowances in a European emissions trading scheme. 8 October 2002. EZPNA1/hh
- Mannaerts, H., Mulder, M. 2003: Emissions trading and the European electricity market. Consequences of emissions trading on prices of electricity and competitiveness of basic

- industries. CPB Memorandum Number 54. Netherlands' Bureau for Economic Policy Analysis. Economy and Physical Surroundings, Energy and Raw materials. 7 January 2003.
- Montgomery, W. D. 1972: Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs. *Journal of Economic Theory* 5(3) 395-418.
- Newell, R. G., Stavins, R.N. 2003: Cost heterogeneity and potential savings from market-based policies, *Journal of Regulatory Economics* 23, 43-59.
- Niizawa, H., Saijo, T., Yasumato, A. 2003: Proposal of Upstream Emissions Trading in Japan. OECD Global Forum on Sustainable Development: Emission Trading. Conserted Action on Tradeable Emissions Permits Country Forum. 17-18 March 2003 CCNM/GF/SD/ENV(2003) 14/Final.
- Pigou, A.C. 1912: *Wealth and Welfare*
- PWC, ECN 2003: Allowance allocation within the Community-wide emissions allowance trading scheme. Utrecht, 6 May 2003.
- Robert N. Stavins 2001: Lessons From the American Experiment With Market-Based Environmental Policies Resources for the Future Discussion Paper 01–53 November 2001.
- Rolfe, Chr. 2000: Upstream Emissions Trading: The Great Leap Forward for Ecological Tax Reform? *West Coast Environmental Law*. June, 2000.
- Schafhausen, F.J. 2004: Der Markt für CO₂-Zertifikate. In: *Zeitschrift für Energiewirtschaft* 28 (2004) 4 S. 239-452.
- Schleich, J. et al. 2002: Simulation eines Emissionshandels für Treibhausgase in der baden-württembergischen Unternehmenspraxis (SET UP). Fraunhofer ISI, Universität Karlsruhe, Takon GmbH, Karlsruhe, Endbericht an das Ministerium für Umwelt und Verkehr, Baden Württemberg, www.isi.fraunhofer.de/n/planspiel/endber.pdf.
- Schneider, F., Wagner, A. F. 2002: Tradeable Permits and Climate Change Policy. University of Linz. June 11, 2002
- Shleifer, A. 1985: A theory of yardstick competition. *RAND Journal of Economics* Vol. 16 Issue 3. 319-327.
- Sijm, J. 2004: The impact of the EU emissions trading scheme on the price of electricity in the Netherlands. ECN Policy Studies. ECN-RX—04-015.
- Sijm, J.P.M., Smekens, K.E.L., Kram, T., Boots, M.G. 2002: Economic effects of grandfathering CO₂ emission allowances. April 2002 ECN-C--02-022
- Tietenberg, Tom: Tradable Permit Bibliogrphy. Colby College Waterville, Maine. www.colby.edu/personal/t/thtieten/tradable_permits.htm
- Weitzman, M. L. 1974: Prices vs. Quantities, *Review of Economic Studies*, 41, 477-491.
- Wicke, Knebel 2003: Diskussionspapier GCCS: Nachhaltige Klimaschutzpolitik durch ein markt- und anreizorientiertes Globales Klima-Zertifikats-System. Teil B: Prinzipiell anwendungsreife Entwicklung des GCCS zur Erreichung des Klimastabilisierungszieles

der EU Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr des Landes Baden-Württemberg. Berlin/Stuttgart, im Dezember 2003

4 EU-Richtlinie und weitere Vorgaben (Öko-Institut)

4.1 Entstehung und Überblick

Die am 25. Oktober 2003 in Kraft getretene EU-Emissionshandelsrichtlinie²⁰ ist in einem für die Wirkungsbreite und –tiefe dieses klimapolitischen Instruments erstaunlich kurzen Zeitraum entwickelt worden.

Die Entstehung der Richtlinie geht zurück auf das so genannte *Europäischen Klimaschutzprogramm*²¹, das im März 2000 von der Kommission mit dem Ziel gestartet worden war, die notwendigen Elemente zur Implementierung des Kyoto-Protokolls zu identifizieren und zu entwickeln. In der ersten Phase des Europäischen Klimaschutzprogrammes wurden verschiedene Arbeitsgruppen etabliert, in denen die wichtigsten Optionen zur kosteneffizienten Reduzierung von Treibhausgasen identifiziert werden sollten. Neben den Themen Energieversorgung, Energienverbrauch, Transport, Industrie und Forschung befasste sich eine Arbeitsgruppe auch mit den flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls (Internationaler Emissionshandel, Joint Implementation and Clean Development Mechanism). Im Rahmen dieser Arbeitsgruppen wurden für den Zeithorizont 2008-2012 insgesamt 42 Maßnahmen mit einem jährlichen Treibhausgasreduktionspotenzial von 665 bis 765 Mio. t CO₂-Äquivalent identifiziert, die zu Kosten von weniger als 20 €/t CO₂-Äquivalent erschlossen werden könnten. Das kosteneffiziente Minderungspotenzial war demzufolge gut doppelt so groß wie die im Kyoto-Protokoll fixierte Minderungsverpflichtung der EU (336 Mio. t CO₂-Äquivalent). Nach Vorlage des ersten Berichts zum Europäischen Klimaschutzprogramm (KOM 2001a) beschloss die Kommission im Juni 2001 ein Paket von drei Maßnahmen, mit denen die Treibhausgase in der EU gesenkt werden sollen:

- ein Aktionsplan für das Europäische Klimaschutzprogramm,
- einen Vorschlag für die Ratifizierung des Kyoto-Protokolls und
- einen Vorschlag für ein EU-weites Emissionshandelssystem.

Die Einführung des EU-weiten Emissionshandels war eine der Maßnahmen des ECCP die kurzfristig umgesetzt werden sollte. Da die Mitgliedstaaten jedoch schon vor dem Start des ECCP signalisierten, dass sie die Ratifizierung des Kyoto-Protokolls im Rahmen des Weltklimagipfels, der für 2002 in Johannesburg geplant war, anstreben wollten, gewann das Emissionshandelssystem unter den Maßnahmen des ECCP eine besondere Bedeutung.²² Deshalb legte die Kommission zeitgleich mit der Vorlage des ECCP auch das *Grünbuch zum Handel mit Treibhausgasen in der Europäischen Union* vor (KOM 2000). Hier wurde erst-

²⁰ Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 2003 über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates (EU Abl. L 275/32-246).

²¹ Zur Geschichte, den Aktivitäten und Fortschrittsberichten des Europäischen Klimaschutzprogramms vgl. <http://europa.eu.int/comm/environment/climat/eccp.htm>.

²² Europäische Kommission 2000: Klimaänderung: Die Kommission initiiert ein Europäisches Programm für Klimaänderung und befürwortet ein zweigleisiges zur Verringerung der Emissionen, IP/00/232, <http://europa.eu.int/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/00/232>

mals die Notwendigkeit eines solchen übergreifenden Klimaschutzinstruments der Gemeinschaft umfassend dargelegt und verschiedene Ausgestaltungsoptionen diskutiert. Dabei stellten die Ausführungen der Kommission vor allem auf die wirtschaftlichen Argumente für die Schaffung eines gemeinschaftsweiten Emissionshandels ab, hob aber auch die besondere Anschlussfähigkeit eines EU-weiten Emissionshandelssystems zum europäischen Binnenmarkt hervor.

Der Vorschlag zur Entwicklung eines EU-weiten Emissionshandels sah die Einführung bereits für das Jahr 2005 vor, damit in einer Pilotphase von 2005-2007 bereits vor der ersten Verpflichtungsperiode des Kyoto-Protokolls Erfahrungen mit diesem neuen Instrument gesammelt werden können.

Den Hintergrund für das Grünbuch bildete eine Reihe von Studien, die die Wirksamkeit eines Emissionshandelssystems untersuchten. Dabei ergaben sich Zertifikatspreise von 5 bis 58 €/t CO₂ und Kosteneinsparungen von bis zu 3 Mrd. € p.a. für die Erfüllung der Kyoto-Verpflichtungen.²³ Auch für den Fall, dass die teilnehmenden Anlagen aus praktischen Erwägungen auf größere Emittenten begrenzt würden, wurden in diesen Studien noch Einsparungen von ca. 2 Mrd. € p.a. errechnet.²⁴

Im Grünbuch stellt die Kommission verschiedene Ausgestaltungsoptionen für das EU-Emissionshandelssystem zur Diskussion:

1. Hinsichtlich der *erfassten Bereiche* schlug die Kommission – mit dem Ausgangspunkt der GFA- und der IVU-Richtlinie²⁵ – die Beschränkung auf eine relativ kleine Zahl von Branchen und Emissionsquellen vor, deren Anteil an den Gesamtemissionen erstens relativ groß ist und die sich zweitens durch signifikante Unterschiede bei den Vermeidungskosten auszeichnen. Vorgeschlagen wurden Strom- und Wärmeerzeugungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von mehr als 50 MW, die Branchen Eisen und Stahl, Raffinerien, Chemische Industrie, Glas, Keramik und Baustoffe (einschließlich Zement) sowie die Papier- und Druckindustrie (einschließlich Papierfaserstoffe).
2. Hinsichtlich der europäischen Harmonisierung wurden verschiedene Varianten diskutiert, darunter sowohl ein gemeinschaftliches System (mit europaweit einheitlicher Erfassung der verschiedenen Branchen durch das Emissionshandelssystem) oder aber eine Koordinierung verschiedener nationaler Systeme über eine Einstiegsvariante (Vereinbarung eines gemeinschaftlichen Systems, in das die Mitgliedstaaten auf Wunsch „einsteigen“ können) oder eine Ausstiegsvariante (Vereinbarung eines gemeinschaftsweiten Systems, aus dem einzelnen Mitgliedstaaten zumindest temporär „aussteigen“ können).

²³ Dieser Zahl liegt zu Grunde ein alle Sektoren erfassendes EU-weites Emissionshandelssystem im Vergleich zur Zielerreichung ohne Emissionshandel zwischen den Mitgliedstaaten.

²⁴ 2,1 Mrd. € für ein System, das die Energiewirtschaft und ausgewählte energieintensive Industrien einbeziehen würde und ca. 1,8 Mrd. € für ein System, das auf die Energiewirtschaft beschränkt bliebe.

²⁵ Vergleiche hierzu die Ausführungen im Grünbuch (KOM 2000) und die dort enthaltenen Verweise auf die einschlägigen Studien und Gutachten.

3. Für die Frage der Zuteilung der Zertifikate an die vom Emissionshandel erfassten Branchen sowie die einzelnen Anlagen wurde einerseits die Möglichkeit einer Festlegung auf EU-Ebene wie auch die Zuteilung in weitgehender Autonomie der Mitgliedstaaten erörtert. Bereits hier wurde klar, dass die Verzerrungen zwischen den einzelnen Mitgliedstaaten für die Zuteilungsvariante der Versteigerung beträchtlich geringer ausfallen würden als für die kostenlose Zuteilung.
4. Bereits in diesem ersten konzeptionellen Dokument wurde die schwierige Frage der Zuteilungsmethode für neue Marktteilnehmer aufgeworfen, wobei sowohl der Verzicht auf eine kostenlose Zuteilung für neue Marktteilnehmer aus umweltökonomischen Gründen als auch die möglichen Benachteiligungen für neue Marktteilnehmer thematisiert wurden.

Neben diesen zentralen Ausgestaltungsfragen für ein EU-Emissionshandelssystem thematisierte die Kommission bereits im Grünbuch-Dokument die Frage des Zusammenwirkens der verschiedenen Klimaschutzinstrumente sowie die Fragen der Emissionserfassung und notwendiger Sanktionen.

Das Grünbuch setzte eine umfassende Diskussion um die Sinnfälligkeit und die Ausgestaltung eines EU-Emissionshandelssystems für Treibhausgase in Gang. Die Schwerpunkte dieser Diskussion lassen sich aus dem nur 17 Monate später vorgelegten Vorschlag der Kommission für eine Emissionshandelsrichtlinie ablesen (KOM 2001), mit der auch der maßgebliche Rahmen für das Gesetzgebungsverfahren gesetzt wurde. Zu den grundlegenden Ausgestaltungsmerkmalen dieses Richtlinienvorschlages gehörten die folgenden Punkte:

- Einführung eines verbindlichen Emissionshandelssystems für alle Mitgliedstaaten der Gemeinschaft, von dem zunächst die CO₂-Emissionen ausgewählter Sektoren erfasst sind.
- Zu den gemeinschaftsweit erfassten Sektoren gehörten nach dem Richtlinienvorschlag Verbrennungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von mehr als 20 MW, Mineralölraffinerien, Kokereien, ausgewählte Anlagen der Eisen- und Stahlindustrie sowie der Mineralverarbeitenden Industrie (Zementklinker, Glas, keramische Erzeugnisse) sowie bestimmte Anlagen der Zellstoff-, Papier- und Pappeherstellung.
- Die Festlegung der Menge auszugebender Zertifikate sowie die Zuteilung an die einzelnen Anlagen sollten in Verantwortung der Mitgliedstaaten im Rahmen von Nationalen Zuteilungsplänen erfolgen sowie durch die Kommission geprüft und genehmigt werden. Für die erste Handelsperiode in den Jahren 2005-2007 war eine kostenlose Zuteilung vorgesehen, für die 2008 beginnende fünfjährige Handelsperiode sollte eine EU-weit harmonisierte Zuteilungsmethode geschaffen werden.

Die Ausprägung eines EU-Emissionshandelssystems war damit beträchtlich fortgeschritten. Zwar war die chemische Industrie nicht mehr Teile der Liste verbindlich teilnehmender Industriesektoren, doch wurde gleichzeitig die Mindestgrenze für die teilnehmenden Verbrennungsanlagen mit 20 MW deutlich abgesenkt worden.

Das Grundmodell eines gemeinschaftlich angelegten Emissionshandelssystems war zwar durch die Nationalen Zuteilungspläne weitgehend flexibilisiert worden, die für die zweite

Handelsperiode 2008-2012 vorgesehene Harmonisierung der Zuteilungsregeln verfolgte aber einen klaren Konvergenzpfad. Die kostenlose Zuteilung für die erste Handelsperiode war schließlich einerseits dem Druck der betroffenen Industrien geschuldet, konnte aber auch mit dem Pilotcharakter der ersten Handelsphase gut begründet werden.

Das Europäische Parlament beschloss in seiner ersten Lesung am 10. Oktober 2002 insgesamt 73 Änderungsanträge zum Richtlinienvorschlag der Kommission (EP 2002a+b). Davon betroffen waren unter anderem die folgenden zentralen Regelungsgehalte:

- Die Liste der verbindlich erfassten Branchen sollte um die Aluminiumindustrie sowie – wie im Grünbuch – die chemische Industrie erweitert werden.
- Die Gesamtmenge der maximal auszugebenden Zertifikate für die einzelnen Mitgliedsstaaten sollte bereits in der Richtlinie als Anteil des in der Lastenteilungsvereinbarung zum Kyoto-Protokoll definierten Emissionsziels näher bestimmt werden.
- Für die ersten beiden Handelsperioden sollten nur 85% der Zertifikate kostenlos zugeteilt werden können. Neue Marktteilnehmer sollten in gleicher Weise mit Zertifikaten ausgestattet werden.
- Die Zuteilungsmengen für die einzelnen Anlagen sollten auf der Basis von Benchmarks für die best verfügbare Technik ermittelt werden.
- Für die erste Handelsperiode sollten einzelne Anlagen die Möglichkeit bekommen, aus dem Emissionshandelssystem hinauszuoptieren. Als Vorbedingung dafür sollte der Nachweis gleicher Minderungsanstrengungen erfolgen, sollten die Anlagen vergleichbaren Überwachungs-, Berichterstattungs- und Prüfungspflichten sowie bei Zielverfehlung vergleichbaren Sanktionen unterliegen.

Die Kommission verwarf – im Gegensatz zu einigen eher technischen Änderungsvorschlägen des Europäischen Parlaments – diese Modifikationen des Parlaments und übermittelte am 27. Oktober 2002 einen überarbeiteten Richtlinienvorschlag (KOM 2002a).

Die Verhandlungen zwischen den Mitgliedstaaten waren durch eine Vielzahl sehr unterschiedlicher Auffassungen geprägt, die sowohl zentrale Ausgestaltungspunkte betrafen (so setzten sich einzelnen Mitgliedstaaten stark für die Auktionierung der Zertifikate ein), für andere Mitgliedstaaten standen eher Optionen zur Öffnung des Systems (z.B. Opt out-Regelung, Pooling, Regelungen für den Fall höherer Gewalt, Einbeziehung von Senken) im Vordergrund der Bemühungen. Der Rat der Europäischen Union einigte sich am 9. Dezember 2002 auf einen politischen Beschluss zu einem Gemeinsamen Standpunkt, der am 18. März 2003 vom Rat förmlich beschlossen wurde (Rat 2003a).

Hinsichtlich der zentralen Ausgestaltungsvorgaben ist hier auf folgende Aspekte hinzuweisen:

- Auch der Rat lehnte eine Erweiterung der vom Emissionshandel verbindlich erfassten Branchen ab.
- Eine nähere Spezifikation der Zuteilungskriterien hinsichtlich der Gesamtmenge zuzuteilender Zertifikate bzw. Benchmarks fand ebenfalls keine Unterstützung des Rates.

- Der Rat forderte für die erste Handelsperiode eine kostenlose Zuteilung aller Zertifikate und für die zweite Handelsperiode eine kostenlose Zuteilung von mindestens 90% der Zertifikate.
- Die Forderung nach einer Opt out-Möglichkeit für einzelne Anlagen während der ersten Handelsperiode wurde mit den vom Europäischen Parlament aufgestellten Konditionen übernommen.
- Zusätzlich wurde die Möglichkeit des Anlagenpoolings aufgenommen, nach denen die Zertifikatszuteilung und die Abgabepflicht für die Zertifikate auf einen Treuhänder übertragen werden kann, gegen den im gegebenen Fall auch die Sanktionen verhängt werden sollten.

Das Europäische Parlament beschloss am 2. Juli 2003 in zweiter Lesung 17 Änderungsvorschläge zum Richtlinienvorschlag in der Fassung des Gemeinsamen Standpunkts (EP 2003a+b), in dem nochmals versucht wurde, einige wichtige Regelungen ambitionierter auszugestalten:

- Die Forderung nach Einbeziehung der Aluminium- und Chemieindustrie wie auch die Einführung von auf Benchmarks beruhenden Zuteilungsregelungen wurden zumindest in den Überprüfungskatalog für den Erfahrungsbericht der Kommission aufgenommen.
- Hinsichtlich der Caps wurde nunmehr gefordert, dass die Gesamtmenge der zuzuteilenden Zertifikate nicht höher als der wahrscheinliche Bedarf sein dürfe und weiterhin mit der Erfüllung der Kyoto-Ziele vereinbar sein müsse.
- Für die erste Handelsperiode sollten nunmehr mindestens 95% der Zertifikate kostenlos zugeteilt werden, also die Möglichkeit für eine Versteigerung von 5% der Zertifikate geschaffen werden. Für die zweite Handelsperiode wurde die Vorgabe des Rates übernommen, dass mindestens 90% der Zertifikate kostenlos zuzuteilen seien.

Die Kommission akzeptierte die 17 Änderungsvorschläge des Parlaments (KOM 2003), der Rat stimmte am 22. Juli 2003 zu, so dass die Richtlinie am 25. Oktober 2003 in Kraft treten konnte.

In der Richtlinie wurde die Kommission verpflichtet, eine Reihe weiterer Dokumente vorzulegen, die einerseits unterschiedliche Regelungsinhalte betreffen und andererseits unterschiedliche rechtliche Verbindlichkeit entfalten:

- Für die Emissionsüberwachung und –berichterstattung mussten Leitlinien erarbeitet werden, deren Einhaltung für die Mitgliedstaaten bindend sind. Diese Leitlinien sollten bis zum 30. September 2003 vorliegen, wurden aber angesichts der Verzögerung bei der Gesetzgebung erst am 29. Januar 2004 vorgelegt (KOM 2004a).
- Für die Anwendung der Kriterien zur Erstellung der Nationalen Zuteilungspläne sollte von der Kommission eine – rechtlich nicht bindende – Anleitung erstellt werden. Diese sollte bis zum 31. Dezember 2003 erstellt werden und lag am 7. Januar 2004 vor (KOM 2004b). In dieses Dokument wurden auch die geforderten Leitlinien für den Nachweis des Vorliegens höherer Gewalt aufgenommen.

Für die Umsetzung des EU-Emissionshandelssystems war auf der europäischen Ebene noch der Erlass einer Verordnung notwendig, in dem alle Fragen des Registers sowie die Schnittstellen zwischen den nationalen Registern und einem zentralen Transaktionsprotokoll auf EU-Ebene sicher zu stellen. Diese Verordnung trat am 29. Dezember 2004 in Kraft (KOM 2004c).

Für die in der EU-Emissionshandelsrichtlinie festgelegte Öffnung des Systems für Emissionsminderungszertifikate aus den projektbezogenen Mechanismen des Kyoto-Protokolls (JI, CDM) war eine weitere Richtlinie notwendig.

Am 23. Juli 2003 legte die Kommission einen entsprechenden Vorschlag vor, dem das Europäische Parlament in einer nach Verhandlungen mit den Mitgliedstaaten geänderten Fassung am 20. April in der ersten und abschließenden Lesung zustimmte (EP 2004a+b).

Die zentrale Änderung in der Verbindungsrichtlinie zwischen dem ursprünglichen Entwurf der Kommission und der nach Verhandlungen mit den Mitgliedstaaten dem Parlament vorgelegten Fassung betrifft die quantitative Beschränkung der nutzbaren Reduktionseinheiten (ERU oder CER) im EU-Emissionshandelssystem. Nachdem die Kommission hier zunächst Höchstwerte von 8% der insgesamt ausgegebenen Zertifikate vorgesehen hatte, wurde den Mitgliedstaaten in der beschlossenen Richtlinie die Möglichkeiten eröffnet, in den Nationalen Zuteilungsplänen entsprechende Höchstgrenzen vorzusehen.

Letztlich soll noch darauf hingewiesen werden, dass die Mitte 2004 der Europäischen Union beigetretenen Staaten das EU-Emissionshandelssystem im vollen Umfang und ohne weitere Sonderbedingungen (mit Ausnahme eines leicht verschobenen Notifizierungstermins für die Nationalen Zuteilungspläne) einzuführen hatten.

4.2 EU-Emissionshandelsrichtlinie (einschließlich Novellierung durch die Verbindungsrichtlinie)

Mit der EU-Emissionshandelsrichtlinie wird ein anlagenbezogenes und nach Handelsperioden abgegrenztes Emissionshandelssystem in der folgenden funktionellen Struktur etabliert:

- Alle am System teilnehmenden Anlagen müssen über eine Genehmigung für die Emission der in der Richtlinie spezifizierten Treibhausgase verfügen.
- Das Emissionshandelssystem beschränkt sich zunächst auf Kohlendioxid und eine Liste bestimmter Branchen und Aktivitäten aus dem Bereich der Energiewirtschaft und der energieintensiven Industrien (Kasten 4-1).
- Die Gesamtzahl der zuzuteilenden Emissionsberechtigungen sowie die Zuteilung an die einzelnen Anlagen regeln die Mitgliedstaaten in Nationalen Zuteilungsplänen, die in der Richtlinie verankerten Kriterien zu genügen haben und durch die Kommission zu genehmigen sind.
- Die Zuteilung erfolgt für die erste Handelsperiode (2005-2007) zu mindestens 95% und in der zweiten Zuteilungsperiode (2008-2012) zu mindestens 90% kostenlos. Die Zertifikate gelten für jeweils eine Handelsperiode und werden jeweils bis zum 28. Februar eines jeden Jahres an die Betreiber ausgegeben.

- Bis zum 31. März eines jeden Jahres müssen die Betreiber nach in der Richtlinie niedergelegten Kriterien geprüfte Emissionsberichte vorlegen. Liegen diese Emissionsberichte nicht oder nicht zufrieden stellend vor, wird dem jeweiligen Betreiber die Möglichkeit entzogen, weitere Übertragungen von Zertifikaten vorzunehmen, bis der Bericht als zufrieden stellend bewertet wird.
- Zum 30. April eines jeden Jahres haben die Betreiber eine Anzahl von Zertifikaten abzugeben, die den Gesamtemissionen im jeweiligen Vorjahr entspricht. Die abgegebenen Zertifikate werden gelöscht. Sofern die Abgabe einer entsprechenden Zahl von Zertifikaten nicht erfolgt, wird eine Sanktion von 40 €/t CO₂ in der ersten und 100 €/t CO₂ in der zweiten Handelsperiode verhängt. Die Sanktion entbindet nicht von der Pflicht, die fehlenden Zertifikate abzugeben.
- Alle Personen in der EU können Zertifikate halten, die Zertifikate sind innerhalb der Gemeinschaft frei übertrag- und handelbar.

Die Nationalen Zuteilungspläne mussten für die erste Handelsperiode spätestens bis zum 31. März 2004 veröffentlicht und bei der Kommission notifiziert werden. Innerhalb von drei Monaten nach Übermittlung eines Nationalen Zuteilungsplans kann die Kommission den Plan oder Teile davon ablehnen. Drei Monate vor Beginn der ersten Handelsperiode muss von den Mitgliedstaaten sowohl die Gesamtzahl der zuzuteilenden Zertifikate als auch die genaue Zahl der an die einzelnen Anlagen zugeteilten Emissionsberechtigungen festgelegt werden.

Für die zweite Handelsperiode verlängern sich die entsprechenden Fristen. Die Nationalen Zuteilungspläne müssen dann 18 Monate vor Beginn der Handelsperiode notifiziert werden, der Kommission bleiben 3 Monate für die Ablehnung bzw. Genehmigung. Die Festlegung der Gesamtzahl der zuzuteilenden Zertifikate muss ab der zweiten Handelsperiode 12 Monate vor Beginn der Handelsperiode erfolgen, das Verfahren zur Zuteilung an die Anlagenbetreiber muss zu diesem Zeitpunkt eingeleitet sein.

Für die Emissionsüberwachung und -berichterstattung werden auf EU-Ebene Leitlinien geschaffen, deren Umsetzung die Mitgliedstaaten sicherzustellen haben. Die Richtlinie enthält auch Kriterien für die Prüfung der Emissionsberichte.

Die verpflichtend einbezogenen Sektoren bzw. Anlagen sind in einer Anlage zur Richtlinie spezifiziert. Bereits ab 2005 können die Mitgliedstaaten entscheiden, auch Anlagen in das System einzubeziehen, die die in der Richtlinie genannten Kapazitätsgrenzen unterschreiten. Ab 2008 können die Mitgliedstaaten auch weitere Sektoren und Treibhausgase in das Emissionshandelssystem einbeziehen, sofern bestimmte Kriterien erfüllt und spezifizierte Verfahren eingehalten werden.

Kasten 4-1 Vom Emissionshandel erfasste Tätigkeiten

| | |
|---|--|
| Energieumwandlung und -umformung Feuerungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung über 20 MW (ausgenommen Anlagen für die Verbrennung von gefährlichen oder Siedlungsabfällen) Mineralölraffinerien Kokereien | Kohlendioxid Kohlendioxid Kohlendioxid |
| Eisenmetallerzeugung und -verarbeitung Röst- und Sinteranlagen für Metallerz (einschließlich Sulfiderz) Anlagen für die Herstellung von Roheisen oder Stahl (Primär- oder Sekundärschmelz-betrieb), einschließlich Stranggießen, mit einer Kapazität über 2,5 Tonnen pro Stunde | Kohlendioxid Kohlendioxid |
| Mineralverarbeitende Industrie Anlagen zur Herstellung von Zementklinker in Drehrohröfen mit einer Produktionskapazität über 500 Tonnen pro Tag oder von Kalk in Drehrohröfen mit einer Produktionskapazität über 50 Tonnen pro Tag oder in anderen Öfen mit einer Produktionskapazität über 50 Tonnen pro Tag Anlagen zur Herstellung von Glas einschließlich Glasfasern mit einer Schmelzkapazität über 20 Tonnen pro Tag Anlagen zur Herstellung von keramischen Erzeugnissen durch Brennen (insbesondere Dachziegel, Ziegelsteine, feuerfeste Steine, Fliesen, Steinzeug oder Porzellan) mit einer Produktionskapazität über 75 Tonnen pro Tag und/oder einer Ofenkapazität über 4 m ³ und einer Besatzdichte über 300 kg/m ³ | Kohlendioxid Kohlendioxid Kohlendioxid |
| Sonstige Industriezweige Industrieanlagen zur Herstellung von a) Zellstoff aus Holz und anderen Faserstoffen b) Papier und Pappe mit einer Produktionskapazität über 20 Tonnen pro Tag | Kohlendioxid Kohlendioxid |

Quelle: EU-Emissionshandelsrichtlinie

Dagegen können ausschließlich in der ersten Handelsperiode (2005-2007) einzelne Anlagen aus dem Emissionshandelssystem herausoptieren, wenn ihnen vergleichbare Minderungsverpflichtungen und Berichtspflichten auferlegt sind und ihnen im Fall der Zielverfehlung vergleichbare Sanktionen drohen.

Der strikte Anlagenbezug des EU-Emissionshandelssystems kann durch Poolbildungen flexibilisiert werden, wobei die Zuteilung der Zertifikate an bestellte Treuhänder erfolgt, die auch der Abgabeverpflichtung und gegebenenfalls den Sanktionen unterliegen. Die Verpflichtung zur Erstellung von Emissionsberichten auf Anlagenebene bleibt davon unberührt.

Schließlich kann das EU-System mit Emissionshandelssystemen anderer Staaten verknüpft werden, wenn diese im Anhang B des Kyoto-Protokolls aufgeführt sind, das Kyoto-Protokoll ratifiziert haben und mit denen ein entsprechendes Abkommen geschlossen worden ist.

Mit der Verbindungsrichtlinie wurde die Anrechenbarkeit von Emissionsminderungszertifikaten aus den projektbasierten Mechanismen des Kyoto-Protokolls (CER – Certified Emission Reduction Units aus dem Clean Development Mechanism bzw. ERU – Emission Reduction Units aus Joint Implementation) in die EU-Emissionshandelsrichtlinie eingeführt.

Danach können CER und ERU zur Erfüllung der Abgabepflicht im Rahmen des EU-Emissionshandels verwendet werden und sind insofern den Emissionsberechtigungen des EU-Emissionshandelssystems hinsichtlich der Abgabeverpflichtung grundsätzlich gleichgestellt, sofern sie folgende Bedingungen erfüllen:

- CER können bereits in der ersten Handelsperiode, ERU erst in der zweiten Handelsperiode im EU-Emissionshandelssystem verwendet werden;
- ausgenommen sind CER oder ERU aus nuklearen Projekten sowie aus Projekten in den Bereichen Landnutzung, Landnutzungsänderung sowie Forstwirtschaft, bei Wasserkraftprojekten mit einer Leistung von über 20 MW soll die Einhaltung der Kriterien und Leitlinien der World Commission on Dams (WCD 2000) gewährleistet werden;
- für Maßnahmen, die direkt oder indirekt die Emissionen von Anlagen verringern oder begrenzen, die unter die Emissionshandelsrichtlinie fallen, dürfen keine ERU oder CER ausgegeben werden; als Ausnahme dürfen bis Ende 2012 ERU und CER aus solchen Anlagen ausgegeben werden, wenn die entsprechende Zahl von Emissionszertifikaten gelöscht wird.

Den Mitgliedstaaten wird allerdings auch die Möglichkeit eröffnet, den Einsatz von CER oder ERU im Rahmen der Abgabeverpflichtung auf einen bestimmten Prozentsatz der den jeweiligen Anlagen zugeteilten Zertifikate zu beschränken.

Des Weiteren enthält die Richtlinie eine Reihe von Vorschriften für Berichte, Überprüfung, Weiterentwicklung, Informationszugang und die technische Infrastruktur des Systems (Register, Transaktionsprotokoll).

4.3 Anwendungshinweise der Kommission zum Anhang III der Richtlinie

Da die Kriterien für die Aufstellung der Nationalen Zuteilungspläne im Anhang III der Emissionshandelsrichtlinie auf einem eher abstrakten Niveau formuliert wurden, wurde die Kommission beauftragt, nähere Anleitungen für die Operationalisierung der 11 Kriterien vorzulegen. Mit diesem – für die Mitgliedstaaten rechtlich nicht verbindlichen – Dokument (KOM 2004b) legte die Kommission am 7. Januar 2004 ihre Interpretation der Kriterien vor.²⁶

Zunächst verwies die Kommission darauf, dass den verschiedenen Kriterien eine unterschiedliche Qualität zukommt, einige sind obligatorisch zu berücksichtigen, andere sind nur dann relevant, wenn entsprechende Regelungen implementiert werden sollen (Kasten 4-2).

Für die Bestimmung der Gesamtzahl zuzuteilender Zertifikate wird hinsichtlich der Kriterien 1 bis 4 und 11 vor allem auf folgende zentrale Aspekte hingewiesen:

- Grundlage für die zuzuteilende Gesamtmenge von Zertifikaten soll die Darstellung eines belastbaren Emissionsminderungspfades zur Erreichung des Kyoto-Ziels bilden, wobei dafür der Anteil der vom Emissionshandelssystem erfassten Emissionen an den gesamten, vom Kyoto-Protokoll erfassten Treibhausgasemissionen auf dem aktuellsten Stand eine wichtige Ausgangsgröße bildet. Sofern davon signifikant abgewichen werden soll, z.B. durch spezielle energiepolitische Maßnahmen (Kernenergieausstieg, Erhöhung des Anteils kohlenstoffarmer oder Kohlenstofffreier Energien) oder durch

²⁶ Hierbei ist auch darauf hinzuweisen, dass eine ganze Reihe von Ausführungen der Kommission zur Interpretation der Zuteilungskriterien des Anhang III der Richtlinie bereits Anfang 2003 in einem Non-Paper gegenüber den Mitgliedstaaten vertreten wurde (KOM 2003c).

die geplante Nutzung der Kyoto-Mechanismen auf Ebene der Mitgliedstaaten, ist dies speziell darzulegen und zu begründen.

- Die Gesamtmenge der zuzuteilenden Zertifikate ist dann mit den entsprechenden Vorschriften vereinbar, wenn diese Gesamtmenge nicht höher liegt als die tatsächlichen oder die erwarteten Emissionen.
- Abschätzungen zum Emissionsminderungspotenzial *müssen* zur Bestimmung der insgesamt zuzuteilenden Emissionsberechtigungen herangezogen werden. Für eine Differenzierung zwischen einzelnen Branchen bzw. Tätigkeitsbereichen *können* die Potenziale berücksichtigt werden.
- Die Wirkungen anderer rechtlicher oder politischer Instrumente der Gemeinschaft sollten nur dann berücksichtigt werden, wenn diese in Bezug auf die jeweiligen Tätigkeitsbereiche zu einer wesentlichen Zu- oder Abnahme der Emissionen (z.B. 10%) führen.
- Sofern im Zuteilungsplan die Frage des Wettbewerbs mit anderen Staaten außerhalb der EU Berücksichtigung finden soll, soll dieses Kriterium lediglich zur Bestimmung der Zuteilungsmenge für bestimmte Tätigkeitsbereiche, *nicht* aber hinsichtlich der Gesamtmenge der zuzuteilenden Zertifikate berücksichtigt werden.

Auf der Sektor- bzw. Anlagenebene werden folgende Anwendungshinweise niedergelegt (Kriterien 5 bis 8):

- Neben dem Verweis auf die Einhaltung der üblichen Bestimmungen für staatliche Beihilfen werden die Zuteilungsregelungen für neue Marktteilnehmer besonders intensiv behandelt. Zunächst wird darauf verwiesen, dass die Abgrenzung als neuer Marktteilnehmer sich auf jeweils eine Handelsperiode beschränkt, in den nachfolgenden Perioden wäre eine entsprechende Anlage stets als Bestandsanlage zu behandeln.
- Die Kommission stellt drei Verfahren für die Behandlung von neuen Marktteilnehmern vor, die nach Auffassung der Kommission alle in Einklang mit dem Gleichbehandlungsgrundsatz in Übereinstimmung gebracht werden können: der Erwerb der Zertifikate über den Markt, die Auktionierung für neue Marktteilnehmer sowie die Schaffung einer Reserve für die kostenlose Zuteilung für neuen Marktteilnehmer. Für den letztgenannten empfahl die Kommission die Zuteilung nach dem „Windhundverfahren“ sowie die Anwendung des gleichen Verfahrens wie für die Bestandsanlagen. Die Kommission machte aber auch deutlich, dass sie der kostenlosen Zuteilung aus einer Reserve aus grundsätzlichen Erwägungen, aber aus Gründen der Komplexität und der erforderlichen Verwaltungskosten eher skeptisch gegenüber steht.

Kasten 4-2 Kriterien für die Nationalen Zuteilungspläne

| | | Relevant für | | |
|--|------------------------------|------------------|----------------------|---------|
| | | Gesamt- menge | Tätigkeit/ Sektor | Anlagen |
| 1 Die Gesamtmenge der Zertifikate, die im jeweiligen Zeitraum zugeteilt werden sollen, muss mit der in der Entscheidung 2002/358/EG und im Kyoto-Protokoll enthaltenen Verpflichtung des Mitgliedstaats zur Begrenzung seiner Emissionen in Einklang stehen unter Berücksichtigung des Anteils der Gesamtemissionen, dem diese Zertifikate im Vergleich zu Emissionen aus Quellen entsprechen, die nicht unter diese Richtlinie fallen, sowie der nationalen energiepolitischen Maßnahmen; ferner sollte sie dem nationalen Klimaschutzprogramm entsprechen. Die Gesamtmenge der zuzuteilenden Zertifikate darf nicht höher sein als der wahrscheinliche Bedarf für die strikte Anwendung der Kriterien dieses Anhangs. Bis 2008 muss die Menge so groß sein, dass sie mit einem Weg zur Erreichung oder Übererfüllung der Zielvorgaben jedes Mitgliedstaats gemäß der Entscheidung 2002/358/EG und dem Kyoto-Protokoll vereinbar ist. | obligatorisch/ fakultativ | X | | |
| 2 Die Gesamtmenge der Zertifikate, die zugeteilt werden sollen, muss vereinbar sein mit Bewertungen der tatsächlichen und der erwarteten Fortschritte bei der Erbringung des Beitrags der Mitgliedstaaten zu den Verpflichtungen der Gemeinschaft gemäß der Entscheidung 93/389/EWG. | obligatorisch | X | | |
| 3 Die Mengen der Zertifikate, die zugeteilt werden sollen, müssen mit dem Potenzial - auch dem technischen Potenzial - der unter dieses System fallenden Tätigkeiten zur Emissionsverringerung in Einklang stehen. Die Mitgliedstaaten können bei ihrer Aufteilung von Zertifikaten die durchschnittlichen Treibhausgasemissionen je Erzeugnis in den einzelnen Tätigkeitsbereichen und die in diesen Tätigkeitsbereichen erreichbaren Fortschritte zugrunde legen. | obligatorisch/ fakultativ | X | X | |
| 4 Der Plan muss mit den übrigen rechtlichen und politischen Instrumenten der Gemeinschaft in Einklang stehen. Ein als Ergebnis von neuen rechtlichen Anforderungen unvermeidbarer Emissionsanstieg sollte berücksichtigt werden. | obligatorisch/ fakultativ | X | X | |
| 5 Gemäß den Anforderungen des Vertrags, insbesondere der Artikel 87 und 88, darf der Plan Unternehmen oder Sektoren nicht in einer Weise unterschiedlich behandeln, dass bestimmte Unternehmen oder Tätigkeiten ungerechtfertigt bevorzugt werden. | obligatorisch | X | X | X |
| 6 Der Plan muss Angaben darüber enthalten, wie neue Marktteilnehmer sich am Gemeinschaftssystem in dem betreffenden Mitgliedstaat beteiligen können. | fakultativ | | | X |
| 7 Der Plan kann Vorleistungen berücksichtigen, und er muss Angaben darüber enthalten, wie Vorleistungen Rechnung getragen wird. Aus Referenzdokumenten zu den besten verfügbaren Technologien resultierende Benchmarks dürfen von den Mitgliedstaaten bei der Aufstellung ihrer nationalen Zuteilungspläne verwendet werden, und diese Benchmarks können ein Element der Ermöglichung frühzeitiger Maßnahmen enthalten. | fakultativ | | | X |
| 8 Der Plan muss Angaben darüber enthalten, wie saubere Technologien - einschließlich energieeffizienter Technologien - berücksichtigt werden. | fakultativ | | | X |
| 9 Der Plan muss Vorschriften für die Möglichkeit von Bemerkungen der Öffentlichkeit sowie Angaben darüber enthalten, wie diese Bemerkungen angemessen berücksichtigt werden, bevor eine Entscheidung über die Zuteilung der Zertifikate getroffen wird. | obligatorisch | | | |
| 10 Der Plan muss eine Liste der unter diese Richtlinie fallenden Anlagen unter Angabe der Anzahl Zertifikate enthalten, die den einzelnen Anlagen | obligatorisch | | | X |
| 11 Der Plan kann Angaben darüber enthalten, wie dem Wettbewerb aus Ländern bzw. Anlagen außerhalb der Europäischen Union Rechnung getragen wird. | fakultativ | | X | |

Quelle: Mitteilung der Kommission vom 7. Januar 2004

- Hinsichtlich der Berücksichtigung von Early action stellt die Kommission verschiedene Verfahren vor (früher Basiszeitraum, Sonderzuteilung aus einer separierten Zertifikatsmenge, (brennstoffdifferenzierte) Benchmarks) und weist darauf hin, dass Vorleistungen, die auf Grund gesetzlicher Vorschriften erbracht worden sind, nicht berücksichtigt werden sollten, wobei hier die Parallele zum Verbot staatlicher Investitionsbeihilfen gezogen werden, die lediglich der Erfüllung gemeinschaftlicher Normen dienen, die bereits verabschiedet, aber noch nicht in Kraft getreten sind.
- Hinsichtlich der besonderen Berücksichtigung sauberer und energieeffizienter Technologien weist die Kommission vor allem auf die hocheffiziente Kraft-Wärme-Kopplung in der Abgrenzung des nationalen bzw. des gemeinschaftlichen Rechts sowie die Fernwärmeversorgung hin. Bei Berücksichtigung anderer Technologien im Rahmen von Sonderregelungen für saubere und energieeffiziente Techniken wird eine spezielle Rechtfertigung durch die Mitgliedstaaten eingefordert. Schließlich wird den Mitgliedstaaten in diesem Kontext die Möglichkeit eröffnet, für den Fall der Kuppelgasnutzung die Allokation nicht an der Anlage vorzunehmen, an der die Freisetzung des CO₂ in die Atmosphäre erfolgt, sondern bei der Anlage, bei der das Kuppelgas anfällt (Hochofen etc.). Schließlich weist die Kommission darauf, dass die Berücksichtigung sauberer und energieeffizienter Technologien *entweder* über eine entsprechende Sonderregelung *oder* aber über eine Early action-Sonderregelung erfolgen solle.

Für den Gesamtprozess der Zuteilung werden schließlich die folgenden Anwendungshinweise gegeben (Kriterien 9 und 10):

- Sofern durch die Verfahren der Öffentlichkeitsbeteiligung Veränderungen an den Nationalen Zuteilungsplänen erfolgen, ist die Kommission entsprechend zu unterrichten.
- Hinsichtlich der mit dem Nationalen Zuteilungsplan zu erstellenden Anlagenliste empfiehlt die Kommission, die für die gesamte Handelsperiode zugeteilten Emissionsberechtigungen etwa proportional nach Jahren auszugeben.

Das Dokument enthält darüber hinaus noch Erläuterungen, wie die Kommission mit der Zuteilung zusätzlicher Zertifikate für den Fall höherer Gewalt umgehen wird. Hier wird klargestellt, dass solche Sonderzuteilungen nur für gravierende Tatbestände wie Naturkatastrophen, Krieg, Kriegsgefahr, terroristische Anschläge, Revolution, Aufruhr, Sabotage oder Vandalismus in Frage kommen können und im Einzelfall auf Anlagenebene nachzuweisen sind.

Schließlich schlägt die Kommission ein einheitliches Format für den Nationalen Zuteilungsplan 2005-2007 vor.

Kasten 4-3 Gemeinsames Format für den Nationalen Zuteilungsplan 2005-2007

| | |
|-----|---|
| 1 | Bestimmung der Gesamtmenge der Zertifikate |
| 2 | Festlegung der Menge der Zertifikate auf Ebene der Tätigkeitsbereiche (sofern eine solche Differenzierung vorgenommen wird) |
| 3 | Festlegung der Menge der Zertifikate auf Ebene der Anlagen |
| 4 | Technische Aspekte |
| 4.1 | Potenzial, einschließlich des technologischen Potenzials |
| 4.2 | Besondere Berücksichtigung von Vorleistungen (sofern diese erfolgen soll) |
| 4.3 | Besondere Berücksichtigung sauberer und energieeffizienter Technologien (sofern diese erfolgen soll) |
| 5 | Gemeinschaftsrecht und Gemeinschaftspolitik |
| 5.1 | Wettbewerbspolitik |
| 5.2 | Binnenmarktpolitik - neue Marktteilnehmer |
| 5.3 | Sonstige rechtliche und politische Instrumente |
| 6 | Anhörung der Öffentlichkeit |
| 7 | Berücksichtigung anderer Kriterien als den Kriterien von Anhang III der Richtlinie |
| 8 | Anhang I - Liste der Anlagen mit Zuteilung |

Quelle: Europäische Kommission

Wenn auch die Kommission in ihren – rechtlich nicht verbindlichen – Anwendungshinweisen einige Positionen vertrat, die sie im Gesetzgebungsverfahren nicht durchsetzen konnte, konnten die Mitgliedstaaten vor allem aus den zahlreichen Analogieverweisen zu anderen Regelungsbereichen (Beihilfen, andere Richtlinien etc.) eine zusätzliche Planungssicherheit für die Ausarbeitung der Nationalen Zuteilungspläne gewinnen. Die Genehmigungspraxis der Kommission zeigte dann aber auch, dass eine ganze Reihe ihrer Anwendungshinweise bei der Genehmigung konkreter Zuteilungspläne zunächst eine eher untergeordnete Rolle spielten.

4.4 Überwachungs- und Berichterstattungsleitlinien

Voraussetzung für das Funktionieren eines Emissionshandelssystems ist, dass die Emissionen der betroffenen Anlagen korrekt gemessen und an die zuständige Behörde berichtet werden. Artikel 14 der Emissionshandelsrichtlinie (2003/87/EG) verpflichtet deshalb die Kommission *Überwachungs- und Berichterstattungsleitlinien* (Monitoring und Reporting Guidelines) in Abstimmung mit dem so genannten Climate Change Committee²⁷ zu erarbeiten.

Der Inhalt dieser Leitlinien wird in Anhang IV der Emissionshandelsrichtlinie näher beschrieben: Emissionen können entweder berechnet oder gemessen werden. Wenn sie berechnet werden, so sind sie nach der Formel Tätigkeitsdaten x Emissionsfaktor x Oxidationsfaktor zu berechnen. Im Falle der Messung der Emissionen sind die Messungen durch eine flankierende Berechnung zu bestätigen. Bei der Berichterstattung ihrer Emissionen müssen die Betreiber neben ihren Kontaktinformationen (Name der Anlage, Anschrift, Telefonnummern, etc.) auch alle Ausgangsdaten für die Berechnung (Tätigkeitsdaten, Emissionsfaktor, Oxidationsfaktor, etc.) berichten. Darüber hinaus müssen auch die Gesamtemissionen sowie Informationen über

²⁷ Das Climate Change Committee wurde zur Unterstützung der Kommission im Rahmen des Überwachungssystems für Treibhausgasemissionen in der Europäischen Gemeinschaft eingerichtet. Das Komitee wird aus Vertretern der Mitgliedstaaten und einem Vertreter der Kommission gebildet, wobei letzterer den Vorsitz führt (Entscheidung des Rates vom 24. Juni 1993 über ein System zur Beobachtung der Emissionen von CO₂ und anderen Treibhausgasen in der Gemeinschaft (93/389/EWG), ABl. L 167 vom 9.7.1993, S. 31).

die Zuverlässigkeit der Überwachungsverfahren und Unsicherheitsfaktoren angegeben werden.

Die Überwachungs- und Berichterstattungsleitlinien wurden am 29. Januar 2004 von der Kommission verabschiedet (KOM 2004a). Sie enthalten den einseitigen Entscheidungsbeschluss und insgesamt 11 Anhänge.

Anhang I beschreibt allgemeine Leitlinien für die Überwachung- und Berichterstattung von Emissionen. Anhang II beschreibt Leitlinien für Emissionen aus der Verbrennung in Anlagen, die im Anhang I der Richtlinie aufgeführt sind. Diese ersten beiden Anhänge sind damit sektorübergreifend für fast alle Anlagen relevant während die restlichen Anhänge tätigkeitsspezifische Leitlinien für die verschiedenen im Anhang I der Richtlinie erfassten Produktionsprozesse beschreiben (Mineralölraffinerien, Kokereien, Röst- und Sinteranlagen, Roheisen und Stahl, etc.).

Die Grundsätze der Überwachung und Berichterstattung werden in Abschnitt 3 des Anhang I beschrieben. Demnach soll die Überwachung und Berichterstattung vollständig, konsistent, transparent, genau, wesentlich und verlässlich sein. Allerdings sollen die Vorzüge größerer Genauigkeit gegenüber den zusätzlichen Kosten abgewogen werden. Dabei soll die größtmögliche Genauigkeit angestrebt werden ohne dass dadurch unverhältnismäßig hohe Kosten verursacht werden. Ferner sollen die Betreiber einen permanenten Anreiz erhalten, ihre Methoden zur Messung und Berichterstattung ihrer Emissionen zu verbessern.

Die tätigkeitsspezifischen Leitlinien beschreiben verschiedene Methoden zur Ableitung der folgenden Variablen: Tätigkeitsdaten, Emissionsfaktoren, Oxidations- oder Umsetzungsfaktoren (Abschnitt 4.2.2.1.4, Anhang I). Diese unterschiedlichen Ansätze werden als Ebenenkonzepte bezeichnet (Tiers). Je höher die Nummer einer Ebene, desto höher der Genauigkeitsgrad. Dabei ist grundsätzlich die Ebene mit der höchsten Nummer zu bevorzugen. Nur wenn nachgewiesen werden kann, dass die höchste Überwachungsebene aus technischen Gründen nicht durchführbar ist oder unverhältnismäßig hohe Kosten verursachen würde, dürfen die Methoden einer niedrigeren Ebene angewendet werden. Darüber hinaus enthält der Anhang I noch eine Liste nicht tätigkeitsspezifischer Emissionsfaktoren, die angewendet werden können, wenn für den Emissionsfaktor die Ebene 1 gewählt wurde (Abschnitt 8, Anhang I) sowie eine Liste CO₂-neutraler Biomasse (Abschnitt 9, Anhang I).

Die Überwachungs- und Berichterstattungsleitlinien wurden in den meisten Mitgliedstaaten bereits im Rahmen der Ermittlung der historischen Emissionen der erfassten Anlagen angewendet. Deshalb liegen bereits erste Erfahrungen über die Praktikabilität und mögliche Probleme der Leitlinien vor. Die Kommission hat deshalb im Frühjahr 2005 eine Anhörung von Interessenvertretern der betroffenen Anlagenbetreiber initiiert. Die Ergebnisse dieser Anhörung sollen in die Revision der Überwachungs- und Berichterstattungsleitlinien einfließen, die bis Ende 2006 abgeschlossen sein und ab Anfang 2008 in Kraft treten soll.

4.5 Registerverordnung

Eine weitere Voraussetzung für das einwandfreie Funktionieren des Emissionshandels ist, dass der Status und der Besitz der Emissionsrechte jederzeit eindeutig erfasst sind. Vor Beginn des Emissionshandels und auch während der Verpflichtungsperioden werden Emissionsrechte von den zuständigen Behörden ausgegeben. Nach der Ausgabe können sie dann entweder gehalten oder an andere Akteure übertragen werden. Am Ende der Verpflichtungsperiode können die Emissionsrechte dann zum Nachweis der Pflichterfüllung eingesetzt werden. Damit sich jeweils nur einmal hierfür eingesetzt werden können, müssen sie danach stillgelegt bzw. gelöscht werden. Alle diese Transaktionen werden in einem Register erfasst und verbucht.

Deshalb sind die Mitgliedstaaten gemäß Artikel 19 der Emissionshandelsrichtlinie verpflichtet ein Register einzurichten, mit dem sie die genaue Verbuchung von Vergabe, Besitz, Übertragung und Löschung von Zertifikaten gewährleisten könne. Ferner wird die Kommission verpflichtet, in Abstimmung mit dem Climate Change Committee (s. o.) eine Verordnung für ein standardisiertes und sicheres Registrierungssystem in Form standardisierter elektronischer Datenbanken mit gemeinsamen Datenbankelementen zu erlassen. Neben der Verfolgung von Vergabe, Besitz, Übertragung und Löschung der Emissionsrechte soll dadurch auch der Zugang der Öffentlichkeit zu Informationen wie auch die angemessene Vertraulichkeit der Daten gewährleistet werden.

Die Register der Mitgliedstaaten sind gemäß Artikel 20 der Emissionshandelsrichtlinie mit der so genannten unabhängigen Transaktionsprotokolleinrichtung der Gemeinschaft (Community Independent Transaction Log – CITL)²⁸ verbunden, die von der Kommission betrieben wird und in der jede Transaktion aufgezeichnet und überprüft wird. Die Register der Mitgliedstaaten können gleichzeitig als Register unter dem Kyoto-Protokoll verwendet werden. Deshalb wurde die Registerverordnung in enger Zusammenarbeit mit den entsprechenden Gremien der UNFCCC erarbeitet.

Die Registerverordnung ist am 21. Dezember 2004 erlassen worden (KOM 2004c). Diese Verordnung ist unmittelbar nationales Recht der Mitgliedstaaten und muss daher direkt von den Mitgliedstaaten umgesetzt und implementiert werden. Die Registerverordnung enthält 9 Kapitel und insgesamt 16 Anhänge. Sie enthält unter anderem Abschnitte zu den verschiedenen Konten (Betreiberkonten, Konten der Vertragsparteien, Personenkonten, etc.), zu Konsistenzkontrollen, zu Codes und Kennungen, zu Transaktionen, zur Verfügbarkeit und Zuverlässigkeit der Informationen sowie zu Gebühren. Darüber hinaus werden in den Anhängen die technischen Schnittstellen, die für die Zusammenarbeit mit den anderen Registern und mit dem CITL notwendig sind, genau definiert.

Ab 2008 sind die ausgegebenen Emissionsrechte (European Union Allowances – EUA) durch Emissionsrechte des Kyoto-Protokolls, so genannte Assigned Amount Units (AAU), gedeckt. Jedes EUA ist dann eine spezifisch markierte AAU. Die Teilnehmer am europäischen Emissionshandel handeln auf dieser Weise indirekt zwar mit AAU, können aber trotzdem nicht di-

²⁸ Zum jeweils aktuellen Stand der Registeraktivitäten siehe <http://europa.eu.int/comm/environment/ets>.

rekt AAU von Drittstaaten wie z.B. Russland oder Ukraine für die Pflichterfüllung einsetzen, da diese nicht als EUA markiert sind. Auf diese Weise kann sichergestellt werden, dass das Zusätzlichkeitskriterium (Supplementarity) des Kyoto-Protokolls durch von außen in das europäische Emissionshandelssystem einfließenden Emissionsrechte nicht verletzt wird, da die Kommission und Regierungen die Umwandlung der AAU von Drittstaaten in EUA steuern und kontrollieren können. Gleichzeitig wird durch die Verwendung markierter AAU gewährleistet, dass internationale Transaktionen von EUA auch unmittelbar im Kyoto-Register der Mitgliedstaaten nachvollzogen werden, so dass diese immer die korrekte Verpflichtungs- und Erfüllungsposition der EU-Mitgliedstaaten unter dem Kyoto-Protokoll anzeigen.

Gemäß Artikel 3 der Registerverordnung hätten alle Register der Mitgliedstaaten Ende März 2005 funktionsfähig sein sollen. Ende Mai 2005 waren jedoch erst fünf der Register teilweise funktionsfähig. Zentrale Gründe dafür sind:

- Viele Mitgliedstaaten haben erst sehr spät mit der Entwicklung und Einrichtung ihrer Register begonnen;
- die Kommunikation der Register mit anderen Registern und mit dem CITL stieß auf Schwierigkeiten, deren Beseitigung zeitaufwändiger ist, als von Registerexperten vorher erwartet worden war;
- in einigen Mitgliedstaaten war die Zuteilung der Emissionsberechtigungen an die Anlagen noch nicht vollständig abgeschlossen.

Die Bestätigung jeder Transaktion in den nationalen Registern durch das CITL hat sich für die Gesamtfunktion des EU-Emissionshandelsstelle zwar als Engpass erwiesen (für den auf sehr schnelle Transaktionen angewiesenen Börsenhandel mit EUA mussten beispielsweise Zwischenlösungen erarbeitet werden), bildet aber auf der technischen Ebene auch eine zentrale Sicherheitsvorkehrung für unkontrollierte und gesetzeswidrige Zuteilungsaktivitäten.

4.6 Literatur

- EP (Europäisches Parlament) 2002: Legislative Entschließung des Europäischen Parlaments zu dem Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionsberechtigungen in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates (KOM(2001) 581 – C5-0578/2001 – 2001/0245(COD)). P5_TA(2002)0461. Brüssel, 10. Oktober 2002.
- EP (Europäisches Parlament) 2002a: Bericht über den Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionsberechtigungen in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates (KOM(2001) 581 – C5-0578/2001 – 2001/0245(COD)). A5-0303/2002. Brüssel, 13. September 2002.
- EP (Europäisches Parlament) 2002b: Legislative Entschließung des Europäischen Parlaments zu dem Gemeinsamen Standpunkt des Rates im Hinblick auf den Erlass der Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates (15792/1/2002 – C5-0135/2003 – 2001/0245(COD)). P5_TA(2003)0319. Brüssel, 2. Juli 2003.
- EP (Europäisches Parlament) 2003a: Empfehlung für die zweite Lesung betreffend den Gemeinsamen Standpunkt des Rates im Hinblick auf den Erlass der Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates (15792/1/2002 – C5-0135/2003 – 2001/0245(COD)). A5-0207/2003. Brüssel, 12. Juni 2003.
- EP (Europäisches Parlament) 2003b: Legislative Entschließung des Europäischen Parlaments zu dem Gemeinsamen Standpunkt des Rates im Hinblick auf den Erlass der Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates (15792/1/2002 – C5-0135/2003 – 2001/0245(COD)). P5_TA(2003)0319. Brüssel, 2. Juli 2003.
- EP (Europäisches Parlament) 2004a: Bericht über den Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionsberechtigungen in der Gemeinschaft im Sinne der projektbezogenen Mechanismen des Kyoto-Protokolls (KOM(2003) 403 – C5-0355/2003 – 2003/0173(COD)). A5-0154/2004. Brüssel, 17. April 2004.
- EP (Europäisches Parlament) 2004b: Legislative Entschließung des Europäischen Parlaments zu dem Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionsberechtigungen in der Gemeinschaft im Sinne der projektbezogenen Mechanismen des Kyoto-Protokolls (KOM(2003) 403 – C5-0355/2003 – 2003/0173(COD)). P5_TA(2004)0303. Brüssel, 20. April 2004.

- KOM (Europäische Kommission) 2000: Grünbuch zum Handel mit Treibhausgasemissionen in der Europäischen Union. KOM(2000) 87 endgültig, Brüssel, 8. März 2000.
- KOM (Europäische Kommission) 2001a: European Climate Change Programme. Long Report, Brussels, June 2001.
- KOM (Europäische Kommission) 2001b: Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionsberechtigungen in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates. KOM(2001) 581 endgültig, Brüssel, 23. Oktober 2001.
- KOM (Europäische Kommission) 2002: Geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionsberechtigungen in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates. KOM(2002) 680 endgültig, Brüssel, 27. November 2002.
- KOM (Europäische Kommission) 2003a: Stellungnahme der Kommission gemäß Artikel 251 Absatz 2 dritter Unterabsatz Buchstabe c) EG-Vertrag zu den Abänderungen des Europäischen Parlaments am gemeinsamen Standpunkt des Rates zum Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionsberechtigungen in der Europäischen Gemeinschaft und zur Änderung der Ratsrichtlinie 96/61/EG. KOM(2003) 463 endgültig, Brüssel, 18. Juli 2003.
- KOM (Europäische Kommission) 2003b: Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionsberechtigungen in der Gemeinschaft im Sinne der projektbezogenen Mechanismen des Kyoto-Protokolls. KOM(2003) 403 endgültig, Brüssel, 23. Juli 2003.
- KOM (Europäische Kommission) 2003c: The EU Emissions Trading Scheme: How to develop a National Allocation Plan. Non-Paper, 2nd meeting of Working Group 3, Monitoring Mechanism Committee, Brussels, April 1, 2003.
- KOM (Europäische Kommission) 2004a: Entscheidung der Kommission vom 29/01/2004 zur Festlegung von Leitlinien für Überwachung und Berichterstattung betreffend Treibhausgasemissionen gemäß der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates. K(2004) 130 endg., Brüssel, 29. Januar 2004.
- KOM (Europäische Kommission) 2004b: Mitteilung der Kommission über Hinweise zur Unterstützung der Mitgliedstaaten bei der Anwendung der in Anhang III der Richtlinie 2003/87/EG über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates aufgelisteten Kriterien sowie über die Bedingungen für den Nachweis höherer Gewalt. KOM(2004) 830 endgültig, Brüssel, 7. Januar 2004.
- KOM (Europäische Kommission) 2004c: Verordnung (EG) Nr. 2216/2004 der Kommission vom 21. Dezember 2004 über ein standardisiertes und sicheres Registrierungssystem gemäß der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates sowie der

Entscheidung 280/2004/EG des Europäischen Parlaments und des Rates. EU Abl. L 386/1-77.

Rat (Rat der Europäischen Union) 2003: Gemeinsamer Standpunkt (EG) Nr. 28/2003 vom Rat festgelegt am 18. März 2003 im Hinblick auf den Erlass der Richtlinie 2003/. . ./EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom . . . über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates. EU Abl. C 125 E/72-95.

WCD (World Commission on Dams) 2000: Dams And Development. A New Framework For Decision-making. The Report of The World Commission on Dams. Earthscan Publications: London and Sterling, VA.

5 Nationale Umsetzung der EU-Richtlinie (Öko-Institut)

5.1 Vorbemerkungen

Für die Umsetzung der EU-Emissionshandelsrichtlinie wurde in Deutschland neben dem Nationalen Allokationsplan die Schaffung einer ganzen Reihe rechtlicher Regelungen notwendig. Grundsätzlich notwendig war die Schaffung eines Grundlagengesetzes für das Emissionshandelssystem in Deutschland, in dem die grundlegenden Funktionen und Abläufe des Systems auf eine gesetzliche Grundlage gestellt werden. Durch politische Entscheidung wurde auch das Zuteilungsverfahren für die einzelnen Anlagen per Gesetz geregelt. Entsprechend musste auch die EU-Verbindungsrichtlinie per Gesetz in nationales Recht umgesetzt werden. Unter Berücksichtigung der untergesetzlichen Regelungen wird das EU-Emissionshandelssystem durch ein System der folgenden Regelungen umgesetzt

- Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (TEHG)²⁹
- Zuteilungsgesetz 2007 (ZuG 2007)³⁰
- Projekt-Mechanismen-Gesetz (ProMechG)³¹
- Zuteilungsverordnung 2007 (ZuV 2007)³²
- Emissionshandelskostenverordnung (EHKostV 2007)³³

Neben diesen Gesetzen und Verordnungen wurde eine Reihe von Sachverhalten im steuerrechtlichen Bereich durch Schreiben des Bundesministeriums der Finanzen geregelt. Weiterhin wurde von der als zuständige Behörde auf Bundesebene benannten Deutschen Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt (DEHSt) eine Reihe von Sachverhalten und Verfahren zur Sicherung einheitlicher Verfahren weiter spezifiziert.

Eine besondere Rolle bei der Umsetzung des Emissionshandelssystems in Deutschland spielte schließlich die Datenerhebung, die mangels rechtlicher Grundlagen in einer ersten Phase auf Freiwilligkeit der Anlagenbetreiber abstellen musste und insofern eine besondere Facette der Umsetzung des EU-Emissionshandelssystems in Deutschland bildete.

²⁹ Gesetz zur Umsetzung der Richtlinie 2003/87/EG über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft vom 8. Juli 2004 (BGBl. I Nr. 35, S. 1578-1590).

³⁰ Gesetz über den nationalen Zuteilungsplan für Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 (Zuteilungsgesetz 2007 – ZuG 2007) vom 26. August 2004 (BGBl. I Nr. 45, S. 2211-2222).

³¹ Gesetz über projektbezogene Mechanismen nach dem Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen vom 11. Dezember 1997 (Projekt-Mechanismen-Gesetz – ProMechG) vom 22. September 2005 (BGBl. I Nr. 61, S. 2826-2882).

³² Verordnung über die Zuteilung von Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 (Zuteilungsverordnung 2007 – ZuV 2007) vom 31. August 2004 (BGBl. I Nr. 46, S. 2255-2272).

³³ Kostenverordnung zum Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz und zum Zuteilungsgesetz 2007 (Emissionshandelskostenverordnung 2007 – EHKostV 2007) vom 31. August 2004 (BGBl. I Nr. 46, S. 2273-2275).

5.2 Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz

Das grundlegende Gesetz zur Umsetzung der EU-Emissionshandelsrichtlinie in Deutschland bildet das Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (TEHG). Mit dieser Regelung werden erstens die grundlegenden Funktionalitäten und terminlichen Vorgaben der Richtlinie umgesetzt, zweitens die notwendigen Spezifikationen (u.a. im Bereich der Zuständigkeiten) vorgenommen sowie drittens eine Reihe weiterer wichtiger Einzelfragen geregelt.

Die grundlegende Struktur des Systems (Genehmigung, Zuteilung von Emissionsberechtigung, Emissionsberichte, Register etc.) sowie zentrale Vorgaben zu Terminen und Sanktionen ergeben sich direkt aus der Richtlinie, mussten in das TEHG entsprechend übernommen werden und sollen hier nicht nochmals beschrieben werden. Hinsichtlich der nationalen Umsetzung sind darüber hinaus vor allem die drei folgenden Aspekte von Bedeutung

- die konkrete Ausgestaltung der notwendigen Genehmigungen,
- die Spezifizierung der Zuständigkeiten für die Anlagengenehmigung, der Zuteilung der Emissionsberechtigungen sowie das Monitoring, die Registerführung und ggf. die Sanktionen,
- die Spezifikation des Rahmens für die Umsetzung des Zuteilungsverfahrens.

Die konkrete Umsetzung der Anlagengenehmigung im Kontext des Emissionshandelssystems wirft gleichzeitig die grundlegende Frage nach dem Verhältnis zwischen dem klassischen Immissionsschutzrecht und dem Emissionshandelssystem auf. In Deutschland ist hier bereits frühzeitig entschieden worden, im Rahmen des Emissionshandelssystems *keine gesonderte Genehmigung* zu erteilen, sondern die immissionsschutzrechtliche Genehmigung auch als Genehmigung im Sinne der Emissionshandelsrichtlinie anzusehen.

Die Verzahnung des Emissionshandelssystems mit dem in Deutschland traditionell durch die Länder umgesetzten Immissionsschutzrecht begründete in Fragen der Umsetzung des Emissionshandelssystems ein sehr schwieriges Verhältnis zwischen Bund und Ländern, das sich auch in einem konfliktreichen Gesetzgebungsverfahren niederschlug.³⁴

Bereits in den ersten Entwürfen für das TEHG wie auch in der vom Kabinett beschlossenen Entwurfsfassung des TEHG war für die Emissionsgenehmigung sowie die Emissionsberichterstattung ein mit dem klassischen Immissionsschutzrecht eng verzahntes Verfahren vorgeschlagen worden.

Für dessen Umsetzung sollte einerseits auf das bestehende Regelwerk des Bundes-Immissionsschutzgesetzes zurückgegriffen werden und war andererseits die Schaffung einer

³⁴ Der am 17. Dezember 2003 vom Bundeskabinett beschlossene Entwurf des TEHG wurde am 2. Januar 2004 in den Bundesrat eingebracht, der Bundesrat nahm am 13. Februar 2004 zu zahlreichen Punkten kritisch Stellung (BRat 2004a), am 18. Februar 2003 gab die Bundesregierung ihre entsprechende Gegenäußerung ab (BReg 2004b). Die erste Lesung im Deutschen Bundestag erfolgte am 4. März 2004, der federführende Umweltausschuss legte am 10. März 2003 seine Beschlussempfehlung und am 11. März 2004 seinen Bericht zum TEHG vor, am 12. März erfolgte die zweite und die dritte Lesung des Gesetzes. Nachdem der Bundesrat am 2. April 2004 den Vermittlungsausschuss angerufen hatte, legte dieser am 28. Mai 2004 seine Beschlussempfehlungen vor. Der Bundestag stimmte dem Vorschlag des Vermittlungsausschusses am 28. Mai 2004 und der Bundesrat am 11. Juni 2004 zu, so dass das Gesetz am 15. Juli 2004 in Kraft treten konnte.

eigenen Emissionshandelsverordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (34. BImSchV) vorgesehen worden, die unter anderem den Anforderungskatalog der Emissionshandelsrichtlinie für die Verifizierung enthalten sollte (BReg 2004a).

Einen das gesamte Gesetzgebungsverfahren durchziehenden, zentralen Konfliktpunkt bildete die Frage der *Zuständigkeiten*. Während die Bundesregierung zunächst eine zentralisierte Zuständigkeit des Umweltbundesamtes und die Beteiligung der Länder nur im Bereich der Genehmigungserteilung und der Überwachung der Emissionsberichterstattung vorsah, forderten einige Bundesländer die Übertragung aller Zuständigkeiten – mit Ausnahme der Registerführung – (einschließlich Zuteilung und Sanktion) an die Bundesländer (FSB 2004, BRat 2004a).

Im parlamentarischen Verfahren (Bundestag, Bundesrat, Vermittlungsausschuss – s.u.) wurde in Bezug auf die Genehmigung und die Zuständigkeiten folgender Kompromiss gefunden:

- Das Vorhaben, zur Regelung der Anlagengenehmigung und der Emissionsberichterstattung eine eigene Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (34. BImSchV) zu schaffen, wurde aufgegeben. Die Anforderungen bzgl. Anlagengenehmigung und Emissionsberichterstattung wurden in das TEHG aufgenommen (§§ 4 und 5 TEHG).
- Die Frage der Zuständigkeiten wurde eindeutig spezifiziert. Zuständige Behörde für die Genehmigungen und die Emissionsberichterstattung sind danach die für den Vollzug des Bundes-Immissionsschutzrechts nach Landesrecht zuständigen Behörden (§ 4 (1) Satz 3 BImSchG). Für alle anderen Aufgaben erhielt das Umweltbundesamt die zentrale Zuständigkeit (§ 20 (1) TEHG). Allerdings hielt sich der Gesetzgeber mit § 20 (2) TEHG auch die Möglichkeit offen, die vom UBA nach TEHG wahrzunehmenden Aufgaben ganz oder teilweise auf eine andere juristische Person zu übertragen (§ 20 (2) TEHG). In der Umsetzung dieser Zuständigkeitsverteilung wurde die Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt) als eigenständiger Fachbereich des Umweltbundesamtes mit zwei Abteilungen und mit 75 Planstellen geschaffen.

Einen weiteren wichtigen Regelungspunkt bildet die dezentrale Qualitätssicherung der von den Betreibern vorzulegenden Daten für die Zuteilung der Emissionsberechtigungen sowie der jährlichen Emissionsberichte. Hierfür wurde im Ergebnis ein System der *Prüfung durch sachverständige Stellen* etabliert. Diese sachverständigen Stellen sind durch das Umweltbundesamt (für die Verifizierung von Zuteilungsanträgen) bzw. durch die zuständigen Landesbehörden (für die Emissionsberichterstattung) bekannt zu machen und müssen dafür eine der beiden folgenden Voraussetzungen erfüllen (§ 5 (3) TEHG):

- eine Zulassung als Umweltgutachter oder Umweltgutachterorganisation für die jeweilige Branche nach dem Umweltauditgesetz durch die Deutsche Akkreditierungs- und Zulassungsgesellschaft für Umweltgutachter (DAU);
- eine Bestellung als Sachverständiger nach § 36 Gewerbeordnung durch die örtlich zuständige IHK.

Zwar hat das TEHG auch die Zulassung von anderen sachverständigen Stellen offen gelassen, die die Kriterien des als Anhang 3 des TEHG übernommenen Anhangs V der Emissionshandelsrichtlinie erfüllen. Das Umweltbundesamt als zuständige Stelle für die Zuteilung hat je-

doch zumindest für die Verifikation der Zuteilungsanträge die Einrichtung eines weiteren Zulassungsverfahrens bisher nicht vorgesehen.

Eine weitere entscheidende Rahmensetzung wird mit dem TEHG in Bezug auf das *Zuteilungsverfahren* gesetzt. Auch wenn im Vorfeld der Erstellung des TEHG eine Reihe weiterer Optionen diskutiert worden sind, wurde durch eine politische Erklärung vordefiniert, dass die Zuteilung im Wege eines *Zuteilungsgesetzes* geregelt wird. Hierzu wurde mit dem TEHG ein zweistufiges Verfahren eingeführt:

1. Die Bundesregierung beschließt für jede Handelsperiode einen nationalen Zuteilungsplan. Für diesen Zuteilungsplan erfolgt das Verfahren der Öffentlichkeitsbeteiligung. Der Zuteilungsplan wird zu den in der Richtlinie vorgesehenen Terminen bei der Europäischen Kommission notifiziert.
2. Auf der Grundlage des Zuteilungsplans wird ein Gesetz über den nationalen Zuteilungsplan erlassen, das die rechtliche Grundlage für die Zuteilung der Emissionsberechtigungen an die Anlagenbetreiber bildet.

Mit diesem Verfahren wird das Zuteilungsverfahren einerseits einem vollständigen Gesetzgebungsverfahren unterworfen. Andererseits wird die gerichtliche Überprüfung des gewählten Zuteilungsmodells auf die Interventionsmöglichkeiten gegen gesetzliche Regelungen beschränkt.

Im Vermittlungsausschuss wurde für die endgültige Fassung des TEHG auch eine wichtige Vorentscheidung zum Zuteilungsverfahren getroffen. In die Regelung zu den Grundsätzen des Nationalen Zuteilungsplans wurde eine Formulierung eingefügt, nach der für die ersten beiden Handelsperioden die Regelungen für Neuanlagen und Anlagenerweiterungen so auszugestalten sind, dass auch dann eine kostenlose Zuteilung für Neuanlagen und Anlagenerweiterungen erfolgen kann, wenn die vorgesehene Reserve erschöpft ist (§ 7 (5) TEHG).³⁵

Neben den genannten Rahmensetzung für das Emissionshandelssystem in Deutschland werden mit dem TEHG jedoch auch noch eine Reihe eher *technischer Spezifikationen* geregelt, denen jedoch eine grundlegende Bedeutung für die Funktionalität des Emissionshandelssystems zukommt.

- Dies betrifft zunächst den rechtlichen Charakter der Emissionsberechtigungen. Nachdem in der entsprechenden Fachdiskussion teilweise postuliert worden war, dass die Zertifikate als Finanzinstrumente im Sinne des Kreditwesengesetzes betrachtet werden könnten und dementsprechend den (umfassenden) Regelungen des Kreditwesengesetzes unterliegen müssten, stellt § 15 TEHG eindeutig klar, dass die Emissionsberechtigungen nicht als Finanzinstrumente im Sinne von § 1 (11) KWG anzusehen seien. Unbeschadet davon bleibt die Einstufung von Termingeschäften als Derivate im Sinne des § 1 (11) Satz 4 KWG.

³⁵ Die Regelung einer solchen Einzelfrage des Zuteilungsverfahrens im Grundlagengesetz für das Emissionshandelssystem ist ungewöhnlich und letztlich wohl nur aus taktischen Überlegungen im Rahmen der Parallelberatung von Zuteilungsgesetz und TEHG zu erklären.

- Weitreichende Effekte hat die Einführung der in der EU-Emissionshandelsrichtlinie nicht vorgesehenen Kategorie der Einheitlichen Anlage („Glockenanlage“). Nach § 25 TEHG kann der Betrieb mehrerer Anlagen an demselben Standort durch den gleichen Betreiber auf Antrag als Betrieb einer einheitlichen Anlage gelten, sofern die erforderliche Genauigkeit bei der Ermittlung der Emissionen gewährleistet ist. Diese vor allem auf Bestreben der Mineralöl- und Stahlbranche eingeführte Lösung schafft auf der einen Seite Erleichterungen für die Emissionsermittlung bei sehr komplexen Anlagen, erschwert aber einige Fragen des Monitorings wie auch die Einsatzmöglichkeiten des Benchmarking nicht unerheblich.³⁶

Schließlich werden im TEHG die durch die Emissionshandelsrichtlinie vorgegebenen Ecktermine durch weitere Vorschriften zu konkreten Verfahren und zeitlichen Abläufen unter setzt:

- Ab der zweiten Handelsperiode muss der innerhalb der Bundesregierung abgestimmte Entwurf des Nationalen Zuteilungsplans nach Anhörung der Länder mindestens drei Monate vor dem Notifizierungstermin für den NAP (18 Monate vor Beginn der Handelsperiode) im Bundesanzeiger veröffentlicht und auf der Internetseite des Bundesumweltministeriums mindestens 6 Wochen verfügbar gemacht werden.
- Die Zuteilungsanträge der Anlagenbetreiber für die Handelsperiode 2005-2007 müssen drei Wochen nach dem Inkrafttreten des Zuteilungsgesetzes bei der zuständigen Behörde gestellt werden, für die weiteren Handelsperioden bis zum 31. März des einer neuen Handelsperiode vorangehenden Jahres.
- Die Zuteilungsentscheidungen ergehen ab der zweiten Handelsperiode spätestens drei Monate vor Beginn der Handelsperiode, für die erste Handelsperiode 6 Wochen nach dem Ablauf der Antragsfrist, also 9 Wochen nach Inkrafttreten des Zuteilungsgesetzes.
- Die von den Betreibern zu erstellenden Emissionsberichte müssen in jedem Jahr bis zum 1. März den zuständigen Behörden der Bundesländer zugeleitet werden, die stichprobenartige Überprüfungen vornehmen und die Emissionsberichte dann bis zum 31. März (d.h. dem in der Richtlinie vorgegebenen Termin für die Abgabe der Emissionsberichte) dem Umweltbundesamt als zuständiger Bundesbehörde zuleiten.

Insbesondere das enge Termingerüst für den Zuteilungsprozess der ersten Handelsperiode bildete vor dem Hintergrund der vielfältigen methodischen und institutionellen Probleme eine sehr ambitionierte Zielvorgabe, die im Zuteilungsprozess dann auch nicht stringent eingehalten werden konnten.

Kasten 5-1 zeigt die Struktur des Treibhausgas-Emissionshandelsgesetzes in der Übersicht. Das TEHG als zentrale gesetzliche Grundlage für die Umsetzung des EU-Emissionshandelssystems ist in wichtigen Punkten von politischen Kompromissen geprägt,

³⁶ Einen Eindruck von diesen Problemen vermittelt beispielsweise der Sachverhalt, dass Raffineriekraftwerke den Einheitlichen Anlagen bei den Raffinerien zugeschlagen worden sind, was sowohl die Branchenzuordnung der Zuteilungen als auch die Anwendung von Benchmark-Ansätzen nicht unerheblich erschwert.

die vor allem auf die föderale Struktur der Bundesrepublik Deutschland zurückzuführen ist. Vor dem Hintergrund der Aufgabenteilung zwischen Bund und Ländern im Bereich des Immissionsschutzrechts zieht die Erteilung der Genehmigungen auf Länderebene wie auch die Überwachung der Emissionsberichterstattung Probleme der uneinheitlichen Anlagenabgrenzungen und eines teilweise uneinheitlichen Vollzugs in zentralen Regelungsbereichen des Emissionshandelssystems nach sich. Gerade die verschiedenen Ansätze einiger Bundesländer bei der Anlagenabgrenzung haben bei der Zuteilung für die erste Handelsperiode zu nicht unerheblichen Problemen geführt und werden sich auch für den Anlagenbetrieb unter dem Regime des Emissionshandelssystems als teilweise problematisch erweisen.³⁷

Kasten 5-1 Inhaltsübersicht des Treibhausgas-Emissionshandelsgesetzes

| | |
|--|---|
| Abschnitt 1 – Allgemeine Vorschriften | § 1 Zweck des Gesetzes § 2 Anwendungsbereich § 3 Begriffsbestimmungen |
| Abschnitt 2 – Genehmigung und Überwachung von Emissionen | § 4 Emissionsgenehmigung § 5 Ermittlung von Emissionen und Emissionsbericht |
| Abschnitt 3 – Berechtigungen und Zuteilung | § 6 Berechtigungen § 7 Nationaler Zuteilungsplan § 8 Verfahren der Planaufstellung, Notifizierung § 9 Zuteilung von Berechtigungen § 10 Zuteilungsverfahren § 11 Überprüfung der Zuteilungsentscheidung § 12 Rechtsbehelfe gegen die Zuteilungsentscheidung § 13 Anerkennung von Berechtigungen und Emissionsgutschriften § 14 Emissionshandelsregister |
| Abschnitt 4 – Handel mit Berechtigungen | § 15 Anwendbarkeit von Vorschriften über das Kreditwesen § 16 Übertragung von Berechtigungen |
| Abschnitt 5 – Sanktionen | § 17 Durchsetzung der Berichtspflicht § 18 Durchsetzung der Abgabepflicht § 19 Ordnungswidrigkeiten |
| Abschnitt 6 – Gemeinsame Vorschriften | § 20 Zuständigkeiten § 21 Überwachung § 22 Kosten von Amtshandlungen nach diesem Gesetz § 23 Elektronische Kommunikation § 24 Anlagenfonds § 25 Einheitliche Anlage |

Quelle: Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz

Im Zusammenhang mit der Verabschiedung des TEHG wurde schließlich eine – in der Logik des Emissionshandelssystems – notwendige Änderung des Immissionsschutzrechts vorgenommen. Das ordnungsrechtliche Regelwerk des Bundes-Immissionsschutzgesetzes wurde insofern geändert (§ 5 (1) BImSchG), dass über das BImSchG Anforderungen zur Begrenzung von Treibhausgasemissionen nur dann zulässig sind, wenn damit sicher gestellt werden kann, dass im Einwirkungsbereich der Anlage keine schädlichen Umwelteinwirkungen ent-

³⁷ Dies gilt beispielsweise für die Umsetzung verschiedener Sonderregelungen bei Genehmigungsansätzen einiger Bundesländer, bei denen eine Vielzahl von Anlagenteilen (z.B. Kraftwerksblöcken oder ganzen Kraftwerkseinheiten) traditionell als eine Anlage genehmigt wird. Im umgekehrten Fall werden sich die eher sehr „kleinteiligen“ Genehmigungsansätze in einigen Ländern z.B. für die Regelungen bei Produktionsreduzierungen als problematisch heraus stellen.

stehen. Auch darf die ordnungsrechtliche Verpflichtung zur effizienten Energieverwendung faktisch nicht mehr über Anforderungen in Bezug auf die CO₂-Emissionen umgesetzt werden.

5.3 Zuteilungsgesetz

Die Diskussion um die verschiedenen Varianten der Zertifikatzuteilung wurde in Deutschland bereits relativ früh begonnen und unter Einbeziehung der wesentlichen Interessengruppen geführt. Insbesondere im Rahmen der im Jahr 2000 von der Bundesregierung eingesetzten Arbeitsgruppe "Emissionshandel zur Bekämpfung des Treibhauseffektes" (AGE) wurden im Verlauf der Jahre 2002 und 2003 eine Vielzahl von Varianten sowohl hinsichtlich der Cap-Definition als auch hinsichtlich der Zuteilung an die vom Emissionshandel erfassten Anlagen analysiert und diskutiert.³⁸ Bereits in der Phase wurde klar, dass sich in einigen Punkten nicht unerhebliche Interessengegensätze zwischen verschiedenen betroffenen Branchen bzw. Unternehmen bestanden.

Auch aus dem Ende 2002 vom Umweltbundesamt beauftragten Forschungsprojekt zum Nationalen Allokationsplan standen im Juli 2003 erste systematische Arbeitsergebnisse zur Verfügung (DIW/Öko-Institut/ISI 2003). Bereits vor den entscheidenden Beschlüssen des Rates und des Europäischen Parlamentes war so ein relativ umfassender Diskussionsprozess um die Grundlinien und die Ausgestaltung des Allokationsplans für Deutschland entstanden bzw. hatte zu ersten Ergebnissen geführt.

Zwischen dem 16. Oktober 2003 und dem 29. Januar 2004 erfolgte eine erste Institutionalisierung des Verhandlungsprozesses zwischen der Bundesregierung (vertreten durch die Staatssekretäre des BMU und des BMWA) und der Wirtschaft, wobei die Wirtschaft durch einzelne Unternehmen (auf Vorstands- bzw. Aufsichtsratsebene) als auch durch Branchenverbände sowie den BDI vertreten wurde.³⁹ Die komplizierten Verhandlungen zum Mengengerüst für die erste Handelsperiode und auch zu einzelnen Zuteilungsregelungen scheiterten jedoch am 29. Januar 2004 ergebnislos.

Die Arbeiten an einem ersten Gesamtentwurf des NAP im BMU waren im Januar 2004 weitgehend abgeschlossen; vor diesem Hintergrund konnte das am 7. Januar 2004 beschlossene Guidance-Dokument der Kommission (KOM 2004a) für den ersten deutschen NAP-Entwurf keine wesentliche Rolle mehr spielen. Am 29. Januar 2004 präsentierte das BMU den ersten geschlossenen Entwurf des NAP (BMU 2004).

Die folgenden Diskussionen zwischen den Ressorts der Bundesregierung einerseits und zwischen der Bundesregierung und den verschiedenen Branchenverbänden bzw. Unternehmen konzentrierten sich vor allem auf die folgenden – strittigen – Punkte:

³⁸ Vergleiche hierzu insbesondere die Berichte der UAG 1 (2002+2003) sowie der UAG 2 (2002+2003).

³⁹ In den Verhandlungen waren seitens der Wirtschaft vertreten: BP, E.ON, RWE, Vattenfall, EnBW, Degussa, Hydro Aluminium sowie Verbandsvertreter der Stahl-, Zement-, Glas- und Papierindustrie sowie des Verbands der Kommunalen Unternehmen (VKU) und des Bundesverbandes der deutschen Industrie (BDI).

- Das Mengengerüst für den Makro-Plan sah für das Emissionshandelssegment (aus der Top down-Perspektive) eine Minderung der Emissionen von 505 Mio. t CO₂ p.a. auf 488 Mio. t CO₂ p.a. in der ersten Handelsperiode 2005-2007 bzw. 480 Mio. t CO₂ p.a. in der zweiten Handelsperiode 2008-2012 vor.
- Der über das Top down-Mengenziel von 488 Mio. t CO₂, den Erfassungsgrad des Emissionshandelssegments sowie Reservebildung und verschiedene Sonderregelungen bzw. –zuteilungen ermittelte Erfüllungsfaktor betrug 0,921 bis 0,929 (abhängig vom Umfang der über eine Sonderregelung zu berücksichtigenden CO₂-Emissionen).
- Das Regelungsgeflecht aus Stilllegungsregelung, Übertragungsregelung und Newcomerzuteilung sah eine attraktive Übertragungsregelung sowie einen produktbezogenen Newcomer-Benchmark vor, wobei sich letzterer am Emissionswert eines modernen Erdgas-GuD-Kraftwerkes orientierte.
- Die Abgrenzung der prozessbedingten CO₂-Emissionen sah für die Kuppelgase aus der Eisen- und Stahlindustrie nur die hälftige Anerkennung der CO₂-Emissionen aus dem Umsatz von Kohlenstoff vor, der als Reduktionsmittel in Hochöfen eingesetzt wird.

Im Ergebnis der Diskussionen auf verschiedenen Ebenen und der Ressortabstimmung entstand der am 31. März 2004 vom Bundeskabinett beschlossene NAP (BReg 2004c), der unmittelbar danach bei der EU-Kommission notifiziert wurde. Hinsichtlich der o.g. zentralen Diskussionspunkte wurden hier folgende Ergebnisse erzielt⁴⁰:

- Das Mengengerüst für den Makro-Plan sah für das Emissionshandelssegment (aus der Top down-Perspektive) eine Minderung der Emissionen von 505 Mio. t CO₂ p.a. auf nunmehr 503 Mio. t CO₂ p.a. für die erste Handelsperiode 2005-2007 bzw. 495 Mio. t CO₂ p.a. für die zweite Handelsperiode 2008-2012 vor.
- Der Erfüllungsfaktor für die Zuteilung betrug auf Grundlage des Mengenziels für die Handelsperiode 2005-2007 sowie unter Berücksichtigung einer (reduzierten) Reserve und der verschiedenen Sonderregelungen und –zuteilungen nunmehr 0,9765.
- Hinsichtlich Anlagenstilllegungen, Übertragungsregelung und Newcomerzuteilung wurde die Übertragungsregelung auf einen Zeitraum von 4 Jahren begrenzt und für die Newcomer-Benchmarks eine Brennstoffdifferenzierung in der Bandbreite von 365 bis 750 g CO₂/kWh vorgesehen.
- Für die Abgrenzung der prozessbedingten CO₂-Emissionen wurde eine weitgehende Anerkennung der CO₂-Emissionen aus der Kuppelgasverbrennung im Bereich der Eisen- und Stahlindustrie vereinbart.

Neben der Notifizierung und Genehmigung des NAP durch die Kommission rückte in der folgenden Zeit die nationale Umsetzung des im NAP niedergelegten Regelwerks in das Zentrum der Umsetzungsaktivitäten.

⁴⁰ Im Kapitel 8 erfolgt eine detaillierte Darstellung der letztlich ausgehandelten Zuteilungsregeln und ihrer Genese.

Aus dem Bundestag war bereits früh die Forderung erhoben worden, die rechtliche Umsetzung des Allokationsplans *in Form eines Bundesgesetzes* vorzunehmen.⁴¹

Am 21. April 2004 verabschiedete das Bundeskabinett den auf Grundlage des bei der Kommission notifizierten NAP den Entwurf für das Zuteilungsgesetz (NAPG), das am 27. April als Gesetzentwurf der Regierungskoalition in den Bundestag eingebracht und am 30. April in erster Lesung behandelt wurde. Durch kleinere Änderungen reduzierte sich der im Gesetz festgeschriebene Erfüllungsfaktor nochmals leicht auf 0,9755.

Nach Vorlage des Berichts und der Beschlussempfehlung des federführenden Umweltausschusses (und weiteren Änderungen) wurde das Zuteilungsgesetz 2007 nach zweiter und dritter Lesung am 28. Mai 2004 vom Bundestag mehrheitlich beschlossen.⁴² Zu den im parlamentarischen Verfahren vorgenommenen Änderungen zählt auch eine Reihe von Einzelregelungen, die mit gravierenden Folgen verbunden waren:

- Es wurde im letzten Moment die so genannten Optionsregelungen eingeführt, nach denen den Antragstellern für die Zuteilung die Wahlfreiheit zwischen einer Zuteilung nach historischen bzw. angemeldeten Emissionen oder aber nach der Neuanlagenregelung, also Auslastungsprognosen und Neuanlagenbenchmarks eingeräumt wurde.
- Es wurde sowohl ein Erfüllungsfaktor von nunmehr 0,9709 als auch eine absolute Begrenzung der zuzuteilenden Zertifikate in Höhe von 495 Mio. p.a. festgelegt. Sofern die Summe der Zuteilungen diesen Wert überschreiten würde, sollten die Zuteilungen an Anlagen, die einem einem Erfüllungsfaktor unterliegen, entsprechend anteilig gekürzt werden.

Am 11. Juni 2004 wurde vom Bundesrat der Vermittlungsausschuss angerufen. Am 30. Juni 2004 teilte der Vermittlungsausschuss das Scheitern der Verhandlungen mit. Schließlich erhob der Bundesrat am 9. Juli Einspruch gegen das ZuG 2007, der am 9. Juli 2004 vom Bundestag mehrheitlich zurückgewiesen wurde.⁴³

Um den Zeitrahmen für die Antragstellung angesichts der vielfältigen Detailprobleme etwas zu erweitern, wurde das Zuteilungsgesetz 2007 erst am 26. August 2004 vom Bundespräsidenten unterzeichnet und trat am 31. August 2004 in Kraft.

Kasten 5-2 zeigt die Struktur des Zuteilungsgesetzes im Überblick.

⁴¹ Vgl. hierzu exemplarisch den entsprechenden Antrag der CDU/CSU-Bundestagsfraktion (CDU/CSU 2003).

⁴² Vgl. dazu Bericht und Beschlussempfehlung des Ausschusses für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (AUNR 2004c+d).

⁴³ Vgl. dazu BRat (2004b-e) sowie SPD/Bündnis 90/Die Grünen (2004).

Kasten 5-2 Inhaltsübersicht des Zuteilungsgesetzes 2007

| | |
|--|--|
| Abschnitt 1 – Allgemeine Vorschriften | § 1 Zweck des Gesetzes § 2 Anwendungsbereich § 3 Begriffsbestimmungen |
| Abschnitt 2 – Mengenplanung | § 4 Nationale Emissionsziele § 5 Erfüllungsfaktor § 6 Reserve |
| Abschnitt 3 – Zuteilungsregeln | § 7 Zuteilung für bestehende Anlagen auf Basis historischer Emissionen § 8 Zuteilung für bestehende Anlagen auf Basis angemeldeter Emissionen § 9 Einstellung des Betriebes von Anlagen § 10 Zuteilung für Neuanlagen als Ersatzanlagen § 11 Zuteilung für zusätzliche Neuanlagen § 12 Frühzeitige Emissionsminderungen § 13 Prozessbedingte Emissionen § 14 Sonderzuteilung für Anlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung § 15 Sonderzuteilung bei Einstellung des Betriebes von Kernkraftwerken § 16 Nähere Bestimmung der Berechnung der Zuteilung § 17 Überprüfung von Angaben § 18 Kosten der Zuteilung |
| Abschnitt 4 – Ausgabe und Überführung von Berechtigungen | § 19 Ausgabe § 20 Ausschluss der Überführung von Berechtigungen |
| Abschnitt 5 – Gemeinsame Vorschriften | § 21 Ordnungswidrigkeiten § 22 Zuständige Behörde § 23 Kosten von Amtshandlungen nach diesem Gesetz § 24 Inkrafttreten |
| Anhänge | Anhang 1 – Berechnungsformeln Anhang 2 – Vergleichbarkeit von Anlagen |

Quelle: *Zuteilungsgesetz 2007*

Zwar beanstandete die Europäische Kommission in ihrer Entscheidung zum deutschen Allokationsplan eine Reihe von Regelungen (KOM 2004b), Deutschland wurde jedoch ausdrücklich zugestanden, den Zuteilungsprozess auf Grundlage der unveränderten gesetzlichen Grundlagen zu vollziehen. Unbeschadet dessen legte Deutschland Rechtsmittel gegen die Entscheidung der Kommission ein, dass die im deutschen Zuteilungssystem (für ausgewählte Fälle und jeweils nach unten) vorgesehenen Ex-post-Anpassungen nicht zulässig sei.

5.4 Untergesetzliche Regelungen

Für die anlagenbezogene Zuteilung der Emissionsberechtigungen spielt die *Zuteilungsverordnung 2007* (ZuV 2007) eine zentrale Rolle. In der ZuV werden die einzelnen Regelungen des ZuG 2007, die Verfahren zur Emissionsermittlung und die vom Antragsteller beizubringenden Daten und Informationen genauer spezifiziert (Kasten 5-3).

Kasten 5-3 *Inhaltsübersicht der Zuteilungsverordnung 2007*

| | |
|--|---|
| Abschnitt 1 – Allgemeine Vorschriften | § 1 Anwendungsbereich und Zweck § 2 Begriffsbestimmungen § 3 Allgemeine Anforderungen an die Zuteilungsanträge |
| Abschnitt 2 – Allgemeine Regeln zur Bestimmung der Kohlendioxid-Emissionen | § 4 Bestimmung der Emissionsfaktoren § 5 Bestimmung der energiebedingten Kohlendioxid-Emissionen § 6 Bestimmung der prozessbedingten Kohlendioxid-Emissionen § 7 Emissionsberechnung auf der Grundlage einer Bilanzierung des Kohlenstoffgehalts § 8 Ermittlung der Emissionen auf Grundlage des Eigenverbrauchs § 9 Messung der Kohlendioxid-Emissionen |
| Abschnitt 3 – Besondere Regeln der Berechnung der Kohlendioxid-Emissionen | § 10 Zuteilung für bestehende Anlagen auf Basis historischer Emissionen § 11 Zuteilung für Anlagen auf Basis angemeldeter Emissionen § 12 Zuteilung für zusätzliche Neuanlagen § 13 Frühzeitige Emissionsminderungen |
| Abschnitt 4 – Gemeinsame Vorschriften | § 14 Anforderungen an die Verifizierung der Zuteilungsanträge § 15 Ordnungswidrigkeiten § 16 Inkrafttreten |
| Anhänge | Anhang 1 – Bestimmung des spezifischen Kohlendioxid-Emissionsfaktors für Vollwert-Steinkohle über den unteren Heizwert Anhang 2 – Berechnung der prozessbedingten Kohlendioxid-Emissionen für den Hochofenprozess Anhang 3 – Berechnung der prozessbedingten Kohlendioxid-Emissionen für Oxygenstahlwerke Anhang 4 – Berechnung der prozessbedingten Kohlendioxid-Emissionen für Anlagen, die Kuppelgase aus Hochofenanlagen und Oxygenstahlwerken nutzen Anhang 5 – Berechnung der prozessbedingten Kohlendioxid-Emissionen aus der Regeneration von Katalysatoren in Erdölraffinerien Anhang 6 – Berechnung der prozessbedingten Kohlendioxid-Emissionen aus der Kalzinierung von Petrolkoks in Erdölraffinerien Anhang 7 – Berechnung der prozessbedingten Kohlendioxid-Emissionen aus der Wasserstoffherstellung in Erdölraffinerien Anhang 8 – Emissionshochrechnungen Anhang 9 – Berechnung der relativen Emissionsminderung bei Kraft-Wärme-Kopplungsanlagen |

Quelle: *Zuteilungsverordnung 2007*

Von besonderer Bedeutung sind – neben einer ganzen Reihe anderer Einzelfragen – zunächst die Verfahren zur Ermittlung der prozessbedingten CO₂-Emissionen. Die allgemeine Abgrenzung der prozessbedingten CO₂-Emissionen im ZuG 2007 wird in der ZuV 2007 definitorisch weiter abgegrenzt, darüber hinaus werden für eine Reihe von industriellen Prozessen spezielle Berechnungsverfahren definiert (Herstellung von Zementklinker, Branntkalk, Dolomit sowie

Hochofenprozess, Oxygenstahlwerk, verschiedene Prozesse in Raffinerien). Die ZuV 2007 regelt in diesem Bereich auch, nach welchen Regeln prozessbedingte CO₂-Emissionen der Abgabe von Kuppelgasen aus der Eisen- und Stahlindustrie an Fremdbetreiber zugeordnet werden.

Einen zweiten großen Regelungsbereich bildet die Festlegung von Emissionsbenchmarks für die Ausstattung von Neuanlagen, die keinen Gebrauch von der Übertragungsregelung machen. Neben den bereits im ZuG festgelegten Neuanlagen-Benchmarks für die Stromerzeugung werden für folgende Produkte die Benchmarks in der ZuV 2007 quantifiziert:

- Warmwassererzeugung (Niedertemperaturwärme)
- Prozessdampf
- Zementklinker
- Glas
- Ziegel

Des Weiteren werden die Regeln zur Ermittlung von Emissionsbenchmarks für andere Produkte und Produktgruppen näher eingegrenzt, wobei hier neben produktspezifischen Abgrenzungsmerkmalen auch eine Reihe prozessspezifischer Anhaltspunkte vorgegeben werden.

Hinsichtlich der übergreifenden untergesetzlichen Regelungen ist schließlich die *Emissionshandelskostenverordnung 2007* (EHKostV 2007) zu erwähnen, die die Gebühren für die Zuteilung, die Konten und die anderen Leistungen der zuständigen Bundesbehörde regelt. Tabelle 5-1 zeigt die Struktur dieser Gebühren in der Übersicht.

Zu berücksichtigen ist dabei, dass die Zuteilungsgebühren in einigen Fällen noch weiter reduziert werden:

- Bei einer gesamten Zuteilungsmenge von bis zu 2.999 EUA werden – außer der Gebühr für die Einrichtung des Emissionshandelskontos von 200 € – keine Zuteilungsgebühren erhoben.
- Bei einer gesamten Zuteilungsmenge von 3.000 bis 14.999 EUA wird keine Grundgebühr berechnet, sondern nur die variable Gebühr von 3,5 ct/EUA.
- Bei einer gesamten Zuteilungsmenge von 15.000 bis 29.999 EUA wird neben der variablen Zuteilungsgebühr von 3,5 ct/EUA nur die halbe Grundgebühr in Höhe von 1.600 € erhoben.

Tabelle 5-1 Gebühren für die Amtshandlungen im Rahmen des Emissionshandelssystems in Deutschland

| Lfd. Nr. | Gebührenpflichtige Amtshandlung | Gebühr |
|----------|---|---|
| 1 | Allgemeine Emissionshandelsgebühr für die Zuteilung von Berechtigungen, die alle anschließenden Maßnahmen nach dem Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz abdeckt, soweit sie nicht gesondert in diesem Verzeichnis aufgeführt sind | |
| 1.1 | für Anlagen, deren Zuteilungsmenge 150 000 Berechtigungen nicht übersteigt | 3.200 Euro zuzüglich 0,035 Euro pro Berechtigung für die ersten 150.000 zugeteilten Berechtigungen |
| 1.2 | für Anlagen, deren Zuteilungsmenge 150 000, jedoch nicht 1,5 Millionen Berechtigungen übersteigt | 6.400 Euro zuzüglich 0,035 Euro pro Berechtigung für die ersten 150.000 zugeteilten Berechtigungen, 0,03 Euro pro Berechtigung für die weiteren, über die ersten 150.000 hinausgehenden 1,35 Millionen Berechtigungen |
| 1.3 | für Anlagen, deren Zuteilungsmenge 1,5 Millionen Berechtigungen übersteigt | 9 600 Euro zuzüglich 0,035 Euro pro Berechtigung für die ersten 150.000 zugeteilten Berechtigungen, 0,03 Euro pro Berechtigung für die weiteren, über die ersten 150.000 hinausgehenden 1,35 Millionen Berechtigungen, 0,025 Euro pro Berechtigung für die weiteren, über die ersten 1,5 Millionen hinausgehenden 13,5 Millionen Berechtigungen, 0,015 Euro pro Berechtigung für die weiteren, über die ersten 15 Millionen hinausgehenden Berechtigungen |
| 1.4 | für Zuteilungen nach § 15 ZuG, unabhängig von der Zuteilungsmenge nach Nr. 1.1 bis 1.3 | 0,035 Euro pro Berechtigung |
| 2 | Behebung von Formfehlern bei Zuteilungsanträgen, die nicht den Formerfordernissen nach § 10 Abs. 2 TEHG entsprechen | 50 Euro bis 400 Euro |
| 3 | Kontoeinrichtung nach § 14 Abs. 2 Satz 1 und 3 TEHG | 200 Euro pro Zuteilungsperiode |
| 4 | Widerspruchsgebühr | |
| 4.1 | Teilweise oder vollständige Zurückweisung eines Widerspruchs gegen die Zuteilungsentscheidung, soweit der Widerspruch nicht nur deshalb keinen Erfolg hatte, weil die Verletzung einer Verfahrens- oder Formvorschrift unbeachtlich ist | 50 Euro bis 4 000 Euro |
| 4.2 | Rücknahme eines Widerspruchs nach Beginn der sachlichen Bearbeitung, jedoch vor deren Beendigung | bis zu 75 Prozent der Gebühr nach Nr. 4.1 |

Quelle: Emissionshandelskostenverordnung 2007

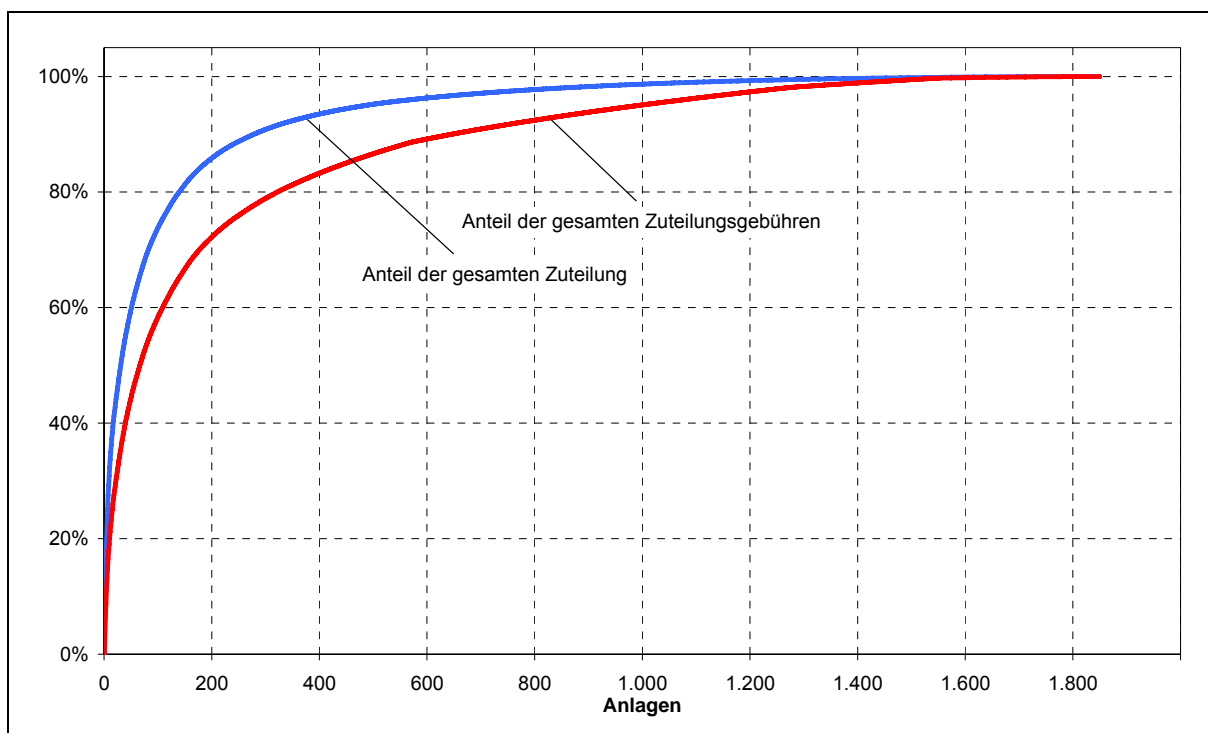
Eine Modellrechnung, bei der die Zuteilungsergebnisse für die erste Handelsperiode mit den beschriebenen Gebührensätzen verknüpft werden, führt zu den folgenden Ergebnissen:

- Die Gebühren für den Zuteilungsprozess summieren sich für die Erstzuteilung für die Handelsperiode 2005-2007 auf insgesamt 44,1 Mio. €, dies entspricht einer mittleren Gebühr für Zuteilung in Kontoeinrichtung von 3 ct/EUA.
- Davon entfällt der größte Teil auf die zuteilungsabhängigen Gebühren, die mit insgesamt 36,9 Mio. € einen Anteil von ca. 84% des gesamten Gebührenaufkommens für die Erstzuteilung ausmachen.

- Für die Sockelgebühren (1.600, 3.200, 6.400 bzw. 9.600 €/je Anlage) ergibt sich – unter Berücksichtigung der genannten Ausnahmen – ein Gebührenaufkommen von 6,9 Mio. €
- Für die Einrichtung der Registerkonten für die Anlagenbetreiber ergibt sich ein Gesamtaufkommen von 0,4 Mio. €, das sich durch die von Nicht-Anlagenbetreibern eröffneten Konten (die in den genannten Zahlen noch nicht enthalten sind) entsprechend vergrößert.⁴⁴

Es resultieren durchschnittliche Zuteilungsgebühren bis zu einer Höhe von 0,10 €/EUA. Sie betragen im Mittel 0,03 €/EUA, für eine relativ große Zahl von mittleren Anlagen resultieren jedoch deutlich höhere Gebühren je zugeteilte Emissionsberechtigung. Insgesamt ergeben sich für 87 Anlagen spezifische Zuteilungsgebühren von 0,03 €/EUA und darunter. Diese Anlagen erbringen jedoch mit 24,5 Mio. € etwa 55% des gesamten Gebührenaufkommens. Insgesamt über 1760 Anlagen haben Zuteilungskosten von über 0,03 €/EUA und erbringen etwa 45% des gesamten Gebührenaufkommens. 542 Anlagen haben effektive Zuteilungsgebühren von 0,10 €/EUA und darüber.

Abbildung 5-1 Kumulatives Gebührenaufkommen und kumulativer Zuteilungsumfang



Quelle: DEHSt, Berechnungen des Öko-Instituts

Abbildung 5-1 zeigt zur Illustration die Strukturen von Zuteilung und Gebührenaufkommen im Vergleich.

⁴⁴ Bei 170 Konten für Nicht-Anlagenbetreiber (Personal Holding Accounts) im deutschen Register ergibt sich ein Aufkommen von 34.000 €

Mit den dargestellten untergesetzlichen Regelungen sowie den im Kapitel 5.5 behandelten Fragen sind sowohl die verschiedenen Fragen der Zuteilung als auch der steuerlichen Behandlung der Zertifikate soweit spezifiziert worden, dass die Mehrzahl der im Kontext des Emissionshandelssystems auftretenden Sachverhalte eindeutig geregelt sind. Ungeachtet dessen haben sich in der praktischen Umsetzung dieser Regelungen eine Reihe weiterer Fragestellungen, Inkonsistenzen und Probleme ergeben, die für die Weiterentwicklung des Regelwerkes für das EU-Emissionshandelssystem in Deutschland noch systematisch erfasst, aufgearbeitet und ausgewertet werden müssen.

Für eine Reihe von Fragestellungen, bei der Unklarheiten oder Interpretationsschwierigkeiten verblieben waren und für einige Sachverhalte, bei denen ein Bedarf für Regelungen oder vereinheitlichte Verfahren entstand, wurden schließlich in der Vorbereitung und Durchführung des Zuteilungsprozesses weitere *Spezifikationen durch die DEHSt* vorgenommen (DEHSt 2004c-g).

5.5 Steuer- und bilanzrechtliche Behandlung der Zertifikate (ISI)

Mit der europaweiten Schaffung eines Marktes für CO₂-Zertifikate gehen auch steuerliche und bilanzrechtliche Fragen zur Behandlung dieses neuen Wirtschaftsgutes einher. In Deutschland wurde diesbezüglich vor allem die Frage, ob EU-Berechtigungen Wertpapiere seien oder nicht, kontrovers diskutiert. Das Bundesamt für die Finanzdienstleistungsaufsicht (BaFin) vertrat lange die Auffassung, dass EU-Berechtigungen Wertpapiere im Sinne des Kreditwesengesetzes (KWG) seien (Wallat 2003). Eine solche Einordnung hätte bedeutet, dass für den Handel mit EU Berechtigungen eine entsprechende Erlaubnis nach § 32 I KWG erforderlich gewesen wäre, was die Kosten für die betroffenen Unternehmen erheblich erhöht hätte. Außerdem hätte der Handel mit EU Berechtigungen der Finanzmarktaufsicht des BaFin unterlegen.

5.5.1 Aufsichtsrecht

In § 15 Satz 1 TEHG wurde schließlich gesetzlich festgelegt, dass Berechtigungen im EU-Emissionshandel keine Wertpapiere sind und somit auch nicht als Finanzinstrumente im Sinne von § 1 (11) des Kreditwesengesetzes (KWG) gelten. Damit unterliegt der Handel mit Berechtigungen nicht der Finanzmarktaufsicht durch die BaFin.

Derivate werden gemäß § 15 Satz 1 TEHG als Finanzinstrumente eingestuft, die der Aufsicht der BaFin unterliegen (auch sie gelten aber nicht als Wertpapiere). Für den Handel mit Derivaten auf Basis der EU-Berechtigungen ist daher eine Erlaubnis nach § 32 I KWG erforderlich.

5.5.2 Umsatzsteuer

Das Bundesministerium der Finanzen (BMF) hat am 2.2.2005 bekannt gegeben, wie Emissionsberechtigungen im EU-Emissionshandel aus umsatzsteuerrechtlicher Sicht zu beurteilen sind (BMF 2005a). Da die *Erstzuteilung* der Emissionsberechtigungen durch den Bund im Rahmen der öffentlichen Gewalt und zudem entgeltfrei erfolgt, wird hierfür *keine Umsatzsteuer* erhoben.

Anders verhält es sich beim *Handel mit Emissionsberechtigungen*, der eine sonstige Leistung i. S. d. § 3a IV Nr. 1 UStG darstellt. In welchem Land die *Umsatzsteuer* zu zahlen ist, hängt davon ab, *wo der Leistungsempfänger seinen Sitz oder eine Betriebsstätte hat*, an die die Leistung erbracht wird (§ 3a i. V. m. IV Nr. 1 UStG). Diese Besteuerung nach dem *Reverse charge*-Prinzip wurde vom EU-Umsatzsteuer-Komitee für alle EU-Mitgliedstaaten empfohlen. Zudem hat der Leistungsempfänger unter den allgemeinen Voraussetzungen des § 15 UStG das Recht auf Abzug der in den Rechnungen über die Übertragung von Emissionsberechtigungen für sein Unternehmen ausgewiesenen Umsatzsteuer (§ 15 I 1 Nr. 1 UStG) oder der von ihm nach § 13b I und II UStG geschuldeten und angemeldeten Steuer (§ 15 I 1 Nr. 4 UStG) als Vorsteuer.

Derivative Finanzinstrumente von Emissionsberechtigungen (i. S. v. § 1 II 4 KWG und § 3 IV TEHG) wie Futures, Forwards oder Optionen gelten in Deutschland nicht als Wertpapiere, da sie nur das Recht bzw. die Verpflichtung beinhalten, zu einem bestimmten Zeitpunkt eine bestimmte Menge Berechtigungen zu einem bestimmten Preis kaufen oder verkaufen zu können. Demnach liegt bei *Futures* kein umsatzsteuerlicher Leistungsaustausch vor, da Future-Kontrakte auf Emissionsberechtigungen bis zum Zeitpunkt der tatsächlichen Liefer- bzw. Abnahmeverpflichtung als Differenzgeschäft zu behandeln sind. *Optionsgeschäfte* sind hingegen keine Differenzgeschäfte und unterliegen somit der Umsatzsteuer, es sei denn, die Ausübung der Option führt zu keiner Übertragung von Emissionsberechtigungen. In diesem Fall sind sie von der USt. befreit (§ 5 Nr. 8 c UStG).

5.5.3 Bilanzierung der Zertifikate

5.5.3.1 Bilanzierung der Zertifikate nach HGB

In Deutschland ist der Diskussionsprozess über die Bewertung von Emissionsberechtigungen noch nicht abgeschlossen. Das Institut der Wirtschaftsprüfer (IDW) hat Anfang März 2005 seinen Entwurf zur Bilanzierung von Zertifikaten verabschiedet (IDW 2005). Das BMF hat Mitte April 2005 einen Entwurf zur ertragssteuerlichen Behandlung des Emissionshandels herausgegeben. Der nach Anhörung der Verbände überarbeitete Entwurf liegt nunmehr den obersten Finanzbehörden der Länder zur Stellungnahme vor. Mit einer endgültigen Veröffentlichung des BMF-Schreibens im Bundessteuerblatt Teil I ist für frühestens Mitte September 2005 zu rechnen. Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf das BMF-Schreiben in seiner Version vom April 2005, und sind daher unter dem Vorbehalt eventueller Änderungen zu sehen. Auf wesentliche Abweichungen der IDW-Stellungnahme vom BMF-Entwurf wird gesondert verwiesen.

Emissionsberechtigungen sind nach dem Handelsgesetzbuch (HGB) und dem Einkommenssteuergesetz (EStG) als *immaterielle Vermögensgegenstände* anzusetzen. Sie können mit Güterfernverkehrskonzessionen verglichen werden, da sie wie eine nachträgliche zusätzliche Erlaubnis zum Ausstoß von Treibhausgasen wirken und damit dem Betrieb dienen. Sie sind im Falle der *kostenlosen Zuteilung* dem *Anlagenvermögen* zuzuordnen. Lediglich bei Gratisvergabe nach §10 ZuG (Zuteilung für Neuanlagen als Ersatzanlage) ist der Teil an Emissionsberechtigungen, der den erwarteten Bedarf der Neuanlage übersteigt, dem Umlaufvermögen zuzuordnen. *Entgeltlich erworbene EU-Berechtigungen* sind je nach Zweckbestimmung beim Erwerbenden dem *Anlage- oder Umlaufvermögen* zuzuordnen. Maßgeblich hierfür ist die vorgesehene Art des Dienens für den Betrieb (Abdeckung der Emissionen oder Handel) – und nicht die Dauer. Davon abweichend vertritt der IDW die Auffassung, dass Emissionsberechtigungen im Regelfall dem Umlaufvermögen zuzuordnen sind, da es sich um Verbrauchsgüter für den dauerhaften Geschäftsbetrieb handelt, die jeweils bis zum 30. April bei der DEHSt in Höhe der Emissionen für das vorangegangene Kalenderjahr einzureichen sind.

Der zu wählende Bewertungsansatz richtet sich danach, ob die Emissionsberechtigungen dem Anlage- oder Umlaufvermögen zugeordnet wurden sowie danach, ob sie entgeltlich erworben worden sind oder aus einer kostenlosen Zuteilung stammen. Im Fall des *unentgeltlichen Erwerbs* und einer Zuordnung zum *Anlagenvermögen* besteht gemäß § 248 II HGB ein Aktivierungsverbot. Dies gilt auch für mit dem kostenlosen Erwerb in Verbindung stehende Aufwendungen, die sofort abzugsfähige Betriebsausgaben darstellen. Im Fall des *unentgeltlichen Erwerbs* und einer Zuordnung zum *Umlaufvermögen* sind die EU-Berechtigungen zum Zeitpunkt der Ausgabe mit 0€ zu bewerten. Werden Emissionsberechtigungen hingegen *entgeltlich* erworben, sind sie mit ihren *Anschaffungskosten* zu bewerten, wobei die Möglichkeit zur Teilwertabschreibung besteht. Bei einer Zuordnung der entgeltlich erworbenen Emissionsberechtigungen zum Anlagevermögen ist eine planmäßige Abschreibung nicht zulässig, da es sich bei ihnen um ein immer gleich bleibendes Recht handelt und sie damit nicht abnutzbar seien. Im Gegensatz zur Auffassung des BMF besteht laut IDW bei einem unentgeltlichen Erwerb und der Zuordnung zum Umlaufvermögen ein Bewertungswahlrecht zwischen den zwei Alternativen (1) Ansatz ohne Wert und (2) Ansatz zum Zeitwert (Markt-/Börsenpreis) bei Bildung eines passiven Sonderpostens (wobei dieser Sonderposten grundsätzlich korrespondierend zum Buchwert der Emissionsberechtigungen fortgeführt werden muss).

Die zur Teilnahme am EU-Emissionshandel verpflichteten Unternehmen müssen jährlich bis zum 30.4. Emissionsberechtigungen in Höhe der Emissionen des Vorjahres an die DEHSt abgeben. Zum Bilanzstichtag ist für diese Abgabepflicht – soweit Emissionsberechtigungen vorhanden sind – eine *Verbindlichkeit* auszuweisen und in der Höhe des Erfüllungsbetrages zu bewerten, wobei davon ausgegangen wird, dass die unentgeltlich erworbenen Emissionsberechtigungen zuerst eingesetzt werden (§6 (1) Nr. 3 i.V. m. Nr. 2 EStG). Stehen am Bilanzstichtag nicht ausreichend Emissionsberechtigungen zur Verfügung, ist gemäß § 249 (1) S. 1 HGB i.V.m. §5 (1) EStG eine *Rückstellung für ungewisse Verbindlichkeiten* zu bilden. Sie ist mit dem Wert der Emissionsberechtigungen am Bilanzstichtag und den notwendigen Gemeinkosten anzusetzen. Im Unterschied zur BMF-Auffassung differenziert der IDW-Ansatz nicht zwischen gewisser (Verbindlichkeit) und ungewisser Verbindlichkeit (Rückstellung für ungewisse Verbindlichkeit). Demnach müssen lediglich *Rückstellungen für ungewisse Ver-*

bindlichkeiten gebildet werden. Für die Bewertung der Rückstellung würde jedoch ebenso berücksichtigt werden, ob ein Unternehmen über ausreichend Emissionsberechtigungen für seine vorjährigen Emissionen verfügt oder eine Unterdeckung vorliegt. Ist das Unternehmen im Besitz einer ausreichenden Menge an Emissionsberechtigungen, so soll die Rückstellung zum Buchwert der EU-Berechtigungen erfolgen, wobei davon ausgegangen wird, dass zunächst die unentgeltlich zugeteilten Emissionsberechtigungen verwendet werden würden. Bei einer Unterdeckung würde hingegen diese mit dem aktuellen Börsen- / Marktpreis der zusätzlich benötigten Emissionsberechtigungen angesetzt.

Mögliche *Sanktionen* sind als *laufende Betriebsausgabe* abzugsfähig, da es sich hierbei nicht um eine Geldbuße, ein Ordnungsgeld oder ein Verwarnungsgeld im Sinne des EStG handelt.

5.5.3.2 Bilanzierung der Zertifikate nach IFRIC 3 Emissions Rights

Das *International Financial Reporting Interpretations Committee* (IFRIC) hat am 2. Dezember 2004 seine Interpretation der International Accounting Standards / International Financial Reporting Standards (IAS/IFRS) zur bilanziellen Bewertung von Zertifikaten bekannt gegeben. Die so genannte *IFRIC 3 Emission Rights* trat zunächst im März 2005 in Kraft, war allerdings so umstritten, dass das IFRIC Board in seiner Juli-Sitzung sich dazu entschlossen hat, die *IFRIC 3 Emissions Rights* mit sofortiger Wirkung zurückzuziehen. Ein neuer Vorschlag wird gegenwärtig erarbeitet. Das Grundprinzip der ursprünglich angedachten Interpretation entspricht der HGB-Bilanzierung: Zertifikate werden als *immaterieller Vermögenswert* angesetzt, die entsprechend des Standards IAS 38 „Immaterielle Vermögenswerte“ zu behandeln sind. Allerdings erfolgt die *Erstbewertung gemäß dem Fair Value* (Börsen-/Marktpreis). Ist die staatliche Zuteilung für weniger Entgelt als der Wert des Fair Value erfolgt, muss ein *passivischer Rechnungsabgrenzungsposten* (RAP) gebildet werden, der mit der Differenz zwischen Fair Value und gezahltem Preis bewertet wird. Die Bildung erfolgt erfolgsneutral bei Einbuchung der Emissionsberechtigungen und muss sich am Standard IAS 20 „Bilanzierung und Darstellung von Zuwendungen der öffentlichen Hand“ orientieren. Der passive RAP wird über die Laufzeit der Zertifikate erfolgswirksam. Im Gegensatz dazu muss fortlaufend mit dem Entstehen an Emissionen eine *Rückstellung* für die erforderliche Anzahl an Emissionsberechtigungen gebildet werden, die gemäß IAS 37 „Rückstellungen, Eventualschulden und Eventualforderungen“ mit dem Marktpreis zu bewerten ist. Für die Folgebewertung kann zwischen dem *Cost model* (fortgeführte Anschaffungskosten ohne Berücksichtigung von Wertsteigerungen) und dem *Revaluation model* (Neubewertung gemäß Marktpreis) gewählt werden.

Die *European Financial Reporting Advisory Group* (EFRAG), das fachliche Beratungsgremium der EU-Kommission, hatte der EU-Kommission Mitte Februar 2005 empfohlen, die Interpretation *IFRIC 3 Emissions Rights in der EU vorerst nicht umzusetzen* (EFRAG 2005). Die Gründe hierfür sind zum ersten der unterschiedliche Wertansatz von Emissionsberechtigungen (Preis) und Rückstellungen (*Fair value*) im *Cost model*, was bei Änderung des Marktpreises zu einer unausgewogenen Gewinn- und Verlustrechnung führt, die künstlich ist und nicht die wirtschaftliche Realität angemessen repräsentiert. Dies betrifft v. a. Unternehmen, die mit ihren Emissionsberechtigungen keinen Handel betreiben. Weiterhin wurde der unterschiedli-

che Ausweis von Wertänderungen im *Revaluation model* kritisiert, was wiederum zu einer unausgewogenen Gewinn- und Verlustrechnung führt. Des Weiteren wurde bemängelt, dass auch bei Abschluss der verpflichtenden Zuteilungsperiode die Bewertung für Emissionsberechtigungen und Rückstellungen fortgesetzt werden muss, womit sich die unterschiedliche Bewertung einzelner Posten fortsetzt, obwohl die Zuteilungsperiode abgelaufen ist.

5.6 Datenerhebungen und Öffentlichkeitsbeteiligungen

Eine zentrale Voraussetzung für die Erarbeitung des Nationalen Allokationsplans bildet die Verfügbarkeit der notwendigen Daten. Obwohl sich der Datenbedarf hinsichtlich Datenart und –umfang auch aus dem verfolgten Allokationsmodell ergibt (Grandfathering, Benchmarking) und damit auch erst nach einer genauen Spezifizierung der Zuteilungsregeln endgültig fixieren lässt, muss ein bestimmter Mindestbestand an Daten bereits vor der Diskussion einzelner Zuteilungsregelungen verfügbar sein, um die Effekte bestimmter Regelungen für den Analyse- und Verhandlungsprozess quantifizieren zu können.

Die reale Verfügbarkeit von Daten für den Allokationsprozess war für einen längeren Zeitraum ausgesprochen intransparent, da die Daten zu den CO₂-Emissionen der einschlägigen Anlagen in Deutschland nicht zentral, sondern von den für den Vollzug des Bundesimmissionsschutzgesetzes zuständigen Länderbehörden erhoben werden. Vor dem Hintergrund der mit erheblichen Komplikationen behafteten Terminkette (späte Verabschiedung der Richtlinie, Zeitbedarf und teilweise parallele Bearbeitung TEHG und ZuG 2007 etc.), aber auch der Schwierigkeiten bei der Kompetenzabgrenzung zwischen Bund und Ländern musste letztlich ein iterativer und sehr pragmatischer Ansatz verfolgt werden.

Eine äußerst restriktive Rahmenbedingung bildete schließlich die fehlende rechtliche Grundlage für die Datenerhebung im Kontext des Allokationsplans. Zwar wurde zunächst davon ausgegangen, dass die im Rahmen der Emissionserklärung nach § 27 BImSchG zumindest für das Jahr 2000 vorliegenden Angaben (v.a. Brennstoffeinsatz) zumindest prinzipiell auch zur Ermittlung der CO₂-Emissionen genutzt werden und eine erste Grundlage für die Erarbeitung des Allokationsplans bieten könnten, doch zeigten erste Analysen sehr schnell, dass diese bei den zuständigen Landesbehörden vorgehaltenen Daten hinsichtlich Qualität und realer Verfügbarkeit deutlich hinter den Erwartungen zurückblieben. So musste letztlich der Weg einer freiwilligen Datenerhebung bei den von den zuständigen Länderbehörden als potenziell in den Geltungsbereich des Emissionshandelssystems fallend identifizierten Anlagenbetreibern verfolgt werden.

Die Grundlage für diesen Ansatz der Datenerhebung wurde mit dem Beschluss der Bundesregierung vom 28. März 2003 sowie dem Beschluss der 60. Umweltministerkonferenz am 15./16. Mai 2003 (UMK 2003) geschaffen. Neben einer Festlegung für das Vorgehen bei der Datenerhebung wurde in diesem eher technisch orientierten Kabinettsbeschluss eine wichtige Vorentscheidung für das Zuteilungsmodell getroffen. Mit der Festlegung des Kabinettsbeschlusses, dass die Daten für eine Basisperiode 2000-2002 erhoben werden sollten, wurden bereits zu diesem Zeitpunkt andere Varianten für die Abgrenzung der Basisperioden faktisch ausgeschlossen.

Die zunächst freiwillige Datenerhebung zur Schaffung der datenseitigen Zuteilungsgrundlagen folgte einem dreistufigen Ansatz:

1. In einer ersten Phase wurden im Sommer 2003 die Emissionserklärungen nach § 27 BImSchG für das Jahr 2000 durch die zuständigen Landesbehörden ausgewertet. Die hier vorliegenden Angaben zu den Einsatzstoffen wurden in CO₂-Emissionen umgerechnet.
2. In einer zweiten Phase erfolgte eine direkte Datenabfrage bei den Anlagenbetreibern. Hier wurden mit einer speziell entwickelten Software und methodisch sehr viel stärker spezifiziert Brennstoff- bzw. Rohstoffeinsatzdaten erfasst und mit den entsprechenden Emissionsfaktoren verknüpft.⁴⁵ Diese Abfrage erstreckte sich auf den gesamten Zeitraum 2000-2002, erfolgte mit massivem Einsatz externer Beratungskapazitäten und wurde im Dezember 2003 weitgehend abgeschlossen. Nach entsprechenden Auswertungsschritten wurde am 11. Februar 2004 ein (vorläufiger) Endstand der Datenerhebung für die Jahre 2000-2002 erreicht.
3. Die endgültige und rechtsverbindliche Datenerhebung der dritten Phase wurde im Rahmen der Zuteilungsbeantragung im Sommer 2004 durchgeführt.

Die im Verlauf des ersten Halbjahres 2004 durchgeführten Analysen zur Erarbeitung des Nationalen Allokationsplans in Deutschland mussten so auf vorläufige, auf freiwilliger Basis und ohne weitere Qualitätssicherung (durch Zertifizierung etc.) erhobene Daten *aus der zweiten Phase der Datenerhebung* zurückgreifen. Bei der Verwendung der Daten war eine Reihe wichtiger Restriktionen zu beachten:

- Erhoben wurden die Daten für die Jahre 2000 bis 2002. Mit erfasst wurden dabei diejenigen Anlagen, die in diesem Zeitraum außer Betrieb genommen wurden.⁴⁶ Nicht erfasst wurden dagegen Anlagen, die im Jahr 2003 in Betrieb genommen worden waren.
- Nicht alle Anlagenbetreiber waren in der Lage, die Emissionsdaten für alle drei Jahre der Periode 2000-2002 zu ermitteln. So lagen für eine ganze Reihe von Großemittenten nur Daten für ein Jahr dieser Periode vor.
- Die der zweiten Stufe der Datenerhebung zu Grunde liegenden Abgrenzungen z.B. für die prozessbedingten CO₂-Emissionen wurden im Verlauf der NAP-Erarbeitung teilweise erheblich modifiziert.
- Kapazitätserweiterungen nach dem Jahr 2002 wurden nur teilweise und uneinheitlich erfasst.
- Bei einer Reihe von Anlagen war der Sachverhalt der Emissionshandelspflichtigkeit zum Zeitpunkt der zweiten Stufe der Datenerhebung nicht eindeutig geklärt bzw. umstritten.

⁴⁵ Vgl. hierzu insbesondere das Betreiberhandbuch, in dem eine Vielzahl von Abgrenzungs- und methodischen Fragen behandelt werden (UBA 2003).

⁴⁶ Angesichts der massiven Anlagenstilllegungen der großen Stromerzeuger (ca. 10.000 MW) in den Jahren 2000/2001, die vor allem der Marktbereinigung im Kontext der Strommarktöffnung dienen sollten, erwachsen aus dieser Problematik nicht unerhebliche Bewertungsunsicherheiten.

Die Zusammenstellung in Tabelle 5-2 zeigt, dass etwa drei Viertel der Anlagen Emissionen von unter 50.000 t CO₂ jährlich aufwiesen. Die Anlagen mit Jahresemissionen von mehr als 1 Mio. t CO₂ repräsentierten hinsichtlich der Anlagenzahl nur einen Anteil von knapp 4%.

Die auf Grundlage der zweiten Phase der Datenerfassung erstellte Datenliste für die Periode 2000-2002 enthielt Angaben für insgesamt 2.419 Anlagen. Ausreichende Angaben zur Ermittlung der Bezugsmenge für die Allokation (mindestens Angaben für ein volles Jahr in der Periode 2000-2002) existierten für 2.394 Anlagen (Tabelle 5-2).

Für die genannte Gesamtzahl der Anlagen ermittelte sich ein gesamtes Emissionsniveau von 491,4 Mio. t CO₂ (2000), 495,3 Mio. t CO₂ (2001) bzw. 506,1 Mio. t CO₂ (2002).

Tabelle 5-2 In der zweiten Phase der Datenerhebung für 2000-2002 erfasste Anlagen nach Emissionsklassen (nur Emissionsangaben größer Null)

| Emissionsklassen | Erfasste Anlagen | | | | Anlagen mit Prozessemissionen ^a | | | |
|--|------------------|--------------|--------------|------------------------|--|------------|------------|------------------------|
| | 2000 | 2001 | 2002 | 2000-2002 ^b | 2000 | 2001 | 2002 | 2000-2002 ^b |
| < 10.000 t CO ₂ | 999 | 983 | 1.011 | 1.019 | 243 | 243 | 242 | 250 |
| 10.000 - 50.000 t CO ₂ | 488 | 490 | 469 | 512 | 55 | 55 | 61 | 59 |
| 50.000 - 0,1 Mio. t CO ₂ | 165 | 174 | 183 | 186 | 27 | 30 | 29 | 30 |
| 0,1 - 0,5 Mio. t CO ₂ | 245 | 238 | 233 | 256 | 56 | 54 | 58 | 58 |
| 0,5 - 1 Mio. t CO ₂ | 83 | 77 | 72 | 75 | 11 | 9 | 7 | 9 |
| 1 - 5 Mio. t CO ₂ | 77 | 77 | 77 | 77 | 7 | 7 | 8 | 7 |
| ≥ 5 Mio. t CO ₂ | 13 | 13 | 15 | 14 | - | - | - | - |
| Gesamt | 2.070 | 2.052 | 2.060 | 2.139 | 399 | 398 | 405 | 413 |
| Anmerkung: ^a in der Abgrenzung des NAP-Entwurfs. - ^b Summen der Jahresdurchschnitte der einzelnen Anlagen für die gemeldeten Jahre, Unterschied zum Mittelwert der anderen Spalten bedingt durch Meldungen nur für Einzeljahre, Stillstandsjahre und Inbetriebnahmen nach 2000 | | | | | | | | |

Quelle: Berechnungen des Öko-Instituts

Nachdem für jede Anlage der Mittelwert über die drei Jahre gebildet wurde – wobei in die Mittelwertbildung nur Emissionsangaben größer Null einbezogen wurden – summierten sich diese Mittelwerte auf einen Wert von 501,1 Mio. t CO₂ (Tabelle 5-3).⁴⁷ Diese Summe bildete den Ausgangspunkt zur Ermittlung der insgesamt zuzuteilenden Emissionsberechtigungen.

Für die prozessbedingten Emissionen – in der Abgrenzung des BMU-Entwurfes für den NAP vom 29. Januar 2004 (vgl. Kapitel 9.3) – ergaben sich Jahresemissionen von 39,3 Mio. t CO₂ (2000), 37,6 Mio. t CO₂ bzw. 38,4 Mio. t CO₂. Als Summe der nach gleicher Methodik anlagenbezogen ermittelten Mittelwerte für die Periode 2000-2002 errechnete sich ein Wert von 38,4 Mio. t CO₂.

⁴⁷ Da für einzelne Anlagen – bedingt durch Stillstand, Inbetriebnahme erst in den Folgejahren etc. – in einzelnen Jahren keine Emissionsangaben vorlagen, musste die Summe der Mittelwerte für die einzelnen Anlagen notwendigerweise größer sein als der Mittelwert der Summen über alle Anlagen in den einzelnen Jahren. Ein ähnlicher Effekt ergab sich für den Fall einer Flexibilisierung der Basisperiode.

Tabelle 5-3 In der zweiten Phase der Datenerhebung für 2000-2002 erfasste CO₂-Emissionen nach Emissionsklassen

| Emissionsklassen | Gesamtemissionen | | | | Prozessemissionen ^a | | | |
|--|-------------------------|---------|---------|------------------------|--------------------------------|--------|--------|------------------------|
| | 2000 | 2001 | 2002 | 2000-2002 ^b | 2000 | 2001 | 2002 | 2000-2002 ^b |
| | 1.000 t CO ₂ | | | | | | | |
| < 10.000 t CO ₂ | 4.084 | 3.932 | 4.062 | 4.149 | 650 | 638 | 646 | 673 |
| 10.000 - 50.000 t CO ₂ | 7.726 | 7.812 | 7.415 | 8.100 | 817 | 852 | 974 | 909 |
| 50.000 - 0,1 Mio. t CO ₂ | 11.452 | 12.099 | 12.813 | 12.848 | 2.001 | 2.165 | 1.997 | 2.122 |
| 0,1 - 0,5 Mio. t CO ₂ | 52.271 | 52.862 | 50.485 | 55.769 | 13.511 | 13.132 | 13.223 | 13.724 |
| 0,5 - 1 Mio. t CO ₂ | 60.179 | 57.215 | 51.267 | 54.549 | 7.867 | 6.316 | 4.694 | 6.413 |
| 1 - 5 Mio. t CO ₂ | 175.755 | 173.512 | 168.334 | 171.353 | 13.519 | 13.628 | 14.777 | 13.636 |
| ≥ 5 Mio. t CO ₂ | 171.110 | 179.373 | 202.840 | 185.457 | - | - | - | - |
| Gesamt | 482.578 | 486.805 | 497.216 | 492.224 | 38.366 | 36.731 | 36.311 | 37.477 |
| Anmerkung: ^a in der Abgrenzung des NAP-Entwurfs. - ^b Summen der Jahresdurchschnitte der einzelnen Anlagen für die gemeldeten Jahre, Unterschied zum Mittelwert der anderen Spalten bedingt durch Meldungen nur für Einzeljahre, Stillstandsjahre und Inbetriebnahmen nach 2000 | | | | | | | | |

Quelle: Berechnungen des Öko-Instituts

Herausragendes Merkmal in der Struktur der Emissionen war, dass ca. 70% der gesamten Emissionen Anlagen entstammen, die jährlich mehr als 1 Mio. CO₂ emittieren, 80% der erfassten Emissionen wurden durch Anlagen verursacht, die mehr als 500.000 t CO₂ jährlich emittierten. Bei den prozessbedingten Emissionen (wiederum in der Abgrenzung des BMU-Entwurfs zum NAP) wurde dagegen ein Anteil von knapp 50% von Anlagen emittiert, die Jahresemissionen von weniger als 500.000 t CO₂ aufwiesen. Jeweils ein Drittel der gesamten prozessbedingten CO₂-Emissionen wurde von Anlagen mit einer Jahresemission von 100.000 bis 500.000 t CO₂ sowie von 1 bis 5 Mio. t CO₂ verursacht.

Eine entscheidende Verbesserung der Datenqualität wurde erst mit der *dritten Phase* der Datenerhebung erzielt, die auf einer weitgehend fixierten methodischen Basis (DEHSt 2004a+b) und vor allem im rechtlichen Rahmen des ZuG 2007 (Kapitel 5.3) durchgeführt werden konnte. Neben der Schaffung eines stabilen rechtlichen Rahmens und der weiteren Klärung der methodischen Grundlage konnte in dieser Phase der Datenerhebung – bei allen Problemen im Detail – zumindest im Prinzip erstmals auf die dezentrale Qualitätssicherung über die Verifikation der Zuteilungsanträge durch sachverständige Stellen und ein entsprechende Prüfverfahren (DEHSt 2004c) abgestellt werden.

Die Probleme der Datenverfügbarkeit und –qualität bildeten vor allem in der Einführungsphase des Emissionshandelssystems ein massives – und oft unterschätztes – Problem. Mit der schrittweisen Verbesserung der Datenbasis für die Zuteilungsplanung und die Zuteilungsentscheidungen sowie mit den ab Anfang 2006 verfügbaren Emissionsberichten der Anlagenbetreiber wird diesem Problembereich jedoch für die weiteren Zuteilungsperioden eine weit aus geringere Brisanz zukommen als bei der Zuteilung für die Pilotphase 2005-2007.

Im Prozess der NAP-Erstellung erfolgte an zwei Punkten ein Verfahren der *Öffentlichkeitsbeteiligung*, bei der jeweils eine Liste der betroffenen Anlagen und weitere Informationen über das Internet verfügbar gemacht wurden und die Möglichkeit zu Stellungnahmen bzw. Rückmeldungen gegeben wurde.

- Am 12. Dezember 2003 wurde seitens BMU eine Liste von 2631 Anlagen veröffentlicht, die nach den zu diesem Zeitpunkt vorliegenden Informationen dem EU-Emissionshandel unterliegen sollten. Bis zum 31. Dezember 2003 konnte hierzu Stellung genommen werden.
- Vom 29. April bis zum 12. Mai 2004 wurden der Nationale Allokationsplan 2005-2007 (in der Fassung der Kabinettsvorlage vom 31. März 2004) sowie die Liste der 2.419 erfassten emissionshandelspflichtigen Anlagen im Rahmen der Öffentlichkeitsbeteiligung verfügbar gemacht. Diese Liste beruhte auf dem Datenstand der zweiten Datenerhebungsphase vom 11. Februar 2004 (vgl. Kapitel 5.6) und enthielt auf dieser Basis eine Schätzung des Zuteilungsvolumens für die einzelnen Anlagen.

Die Veröffentlichung der Anlagenlisten (bzw. der jeweils folgende Informationsrücklauf) bildeten eine wesentliche Voraussetzung zur schrittweisen Identifikation der betroffenen Anlagen wie auch zur Verbesserung der Datenbasis.

5.7 Begleitende Projekte (ISI)

Im Vorfeld der Einführung des EU-Emissionshandels wurden in einzelnen Bundesländern verschiedene Pilotprojekte initiiert, deren Ziel primär darin bestand, betroffene Unternehmen frühzeitig auf ihre Teilnahme am EU Emissionshandel vorzubereiten. Neben dem Aufbau von Kapazitäten in den beteiligten Unternehmen resultierten aus diesen Pilotprojekten aber auch Empfehlungen zur konkreten Ausgestaltung des Emissionshandelssystems, zu bestimmten Allokationsregeln oder zum Monitoring, die in den Entscheidungsprozess zur Erstellung des Nationalen Allokationsplanes mit eingeflossen sind. Zu diesen Initiativen zählen insbesondere die Folgenden.

Durch das Ministerium für Umwelt und Verkehr *Baden-Württemberg* wurde das Projekt “Der Emissionshandel für Treibhausgase in der Simulation (SET-UP) – Ein Planspiel für die baden-württembergische Wirtschaft“ initiiert. Im Vordergrund von SET UP stand die Entwicklung von Handels- und Vermeidungsstrategien im Rahmen mehrerer Markt-Simulationen mit betroffenen Unternehmen, sowie Politikempfehlungen in Bezug auf das Banking und auf Zuteilungsregeln (Baden-Württemberg Formel) (vgl. Schleich et al. 2002, Schleich et al. 2003, Ehrhart et al. 2003).

Im Rahmen des “*Klimadialogs Bayern*” wurde im Auftrag des Verbandes der Bayerischen Wirtschaft und des Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz zusammen mit Pilotanwendern frühzeitig ein Computerprogramm und ein zugehöriger Leitfaden zum CO₂-Monitoring entwickelt. Außerdem wurde zusammen mit der Vereinigung der Bayerischen Wirtschaft (vbw) eine Beratungsstelle für Emissionshandel (*BayCO₂*) eingerichtet.

Bei den Auktionen des *Hamburger Tenders* “Effizienzwettbewerb CO₂-Minderung durch Industrie und Gewerbe“ (im Auftrag der Freien und Hansestadt Hamburg) (Bode et al. 2004) und des *Hessen-Tenders* (im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten – HMULF) konnten Unternehmen Angebote zu realen CO₂-

Minderungsmaßnahmen abgeben. Für die prämierten Projekte kam es zum Ankauf bzw. Teilkauf der entsprechenden CO₂-Gutschriften (HMULF 2003).

Das *Hessen-Planspiel* zum CO₂-Emissionshandel wurde vom HMULF zusammen mit der Deutsche Ausgleichsbank ins Leben gerufen und befasste sich bereits zu einem sehr frühen Zeitpunkt mit den verschiedenen Arbeitsschritten zum Emissionshandel (Datenerfassung, Minderungsmaßnahmen identifizieren und bewerten).

Das Projekt *co2ncept* ist eine noch laufende Initiative der Unternehmerverbände *Niedersachsen* e.V. und wird gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU). Ziel ist in erster Linie die praxisnahe Vorbereitung des Mittelstandes auf den EU Emissionshandel über themenspezifische Workshops und Informationsmaterialien, die im Internet gratis zur Verfügung gestellt werden (<http://www.co2ncept.net>). Ein ähnliches Konzept verfolgt auch das Emissionshandelstraining *JUPITER* in *Nordrhein-Westfalen* (<http://www.jupiter-nrw.de/>).

Die Energiestiftung *Schleswig-Holstein*, die Vereinigung der Industrie- und Handelskammern in Schleswig-Holstein und die Vereinigung der Unternehmensverbände in Hamburg und Schleswig-Holstein e.V. initiierte den *Emissionshandel Nord* - Nutzen für Wirtschaft und Umwelt“. Bei diesem Planspiel lag der Schwerpunkt auf der Erstellung von Emissionsinventaren sowie auf konkreten Fragen in Zusammenhang mit Systemgrenzen und der Zuteilung von Emissionsrechten (vgl. Kruska et al. 2003, Energiestiftung Schleswig-Holstein 2003).

Darüber hinaus wurde mit Unterstützung der Bundesländer Bayern, Hessen, Niedersachsen und Thüringen sowie in Zusammenarbeit mit Unternehmen aus verschiedenen Industriebranchen ein System zum Monitoring und zur Berichterstattung entwickelt (Europäisches Monitoring System - EuMoS). Abschließend sei noch die Beratungsstelle der Bayerischen Wirtschaft für Emissionshandel Initiative (*BayCO₂*) genannt, die auf Initiative der vbw (Vereinigung der Bayerischen Wirtschaft) im Rahmen des Klimadialogs Bayern zusammen mit dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz eingerichtet wurde.

5.8 Literatur

- AUNR (Ausschuss für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) 2004a. Beschlussempfehlung des Ausschusses für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (15. Ausschuss) 1. zu dem Gesetzentwurf der Fraktionen SPD und BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 15/2328 – Entwurf eines Gesetzes über den Handel mit Berechtigungen zur Emission von Treibhausgasen (Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz – TEHG) 2. zu dem Gesetzentwurf der Bundesregierung – Drucksache 15/2540 – Entwurf eines Gesetzes über den Handel mit Berechtigungen zur Emission von Treibhausgasen (Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz – TEHG). 10.03.2004. Bundestags-Drucksache 15/2681.
- AUNR (Ausschuss für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) 2004a. Bericht des Ausschusses für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (15. Ausschuss) 1. zu dem Gesetzentwurf der Fraktionen SPD und BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 15/2328 – Entwurf eines Gesetzes über den Handel mit Berechtigungen zur Emission von Treibhausgasen (Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz – TEHG) 2. zu dem Gesetzentwurf der Bundesregierung – Drucksache 15/2540 – Entwurf eines Gesetzes über den Handel mit Berechtigungen zur Emission von Treibhausgasen (Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz – TEHG). 11.03.2004. Bundestags-Drucksache 15/2693.
- AUNR (Ausschuss für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) 2004c. Beschlussempfehlung des Ausschusses für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (15. Ausschuss) zu dem Gesetzentwurf der Fraktionen SPD und BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 15/2966 – Entwurf eines Gesetzes über den Nationalen Zuteilungsplan für Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 (Zuteilungsgesetz – NAPG). 26.05.2004. Bundestags-Drucksache 15/3224.
- AUNR (Ausschuss für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) 2004d. Bericht des Ausschusses für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (15. Ausschuss) zu dem Gesetzentwurf der Fraktionen SPD und BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 15/2966 – Entwurf eines Gesetzes über den Nationalen Zuteilungsplan für Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 (Zuteilungsgesetz – NAPG). 27.05.2004. Bundestags-Drucksache 15/3237.
- BMF (Bundesministerium der Finanzen) 2005a: Umsatzsteuerrechtliche Beurteilung des Emissionshandelssystems für Treibhausgase. GZ IV A 5 - S 7100 - 16/05. 2. Februar 2005. Berlin: Bundesministerium der Finanzen. Download <http://www.bundesfinanzministerium.de/Anlage30013/BMF-Schreiben-vom-2.-Februar-2005-IV-A-5-S-7100-16/05.pdf>.
- BMF (Bundesministerium der Finanzen) 2005b: Ertragsteuerliche Behandlung von Emissionsberechtigungen nach dem Gesetz über den Handel mit Berechtigungen zur Emission von Treibhausgasen (Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz – TEHG) vom 8. Juli 2004 (BGBl. I S. 1578). IV B2 – S2 124a /05 Entwurf. BMF: Berlin.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) 2004: Nationaler Allokationsplan für die Bundesrepublik Deutschland 2005-2007. Entwurf, Stand 29. Januar 2003.

- Bode, S., et al. (2004): Der Hamburger CO₂-Wettbewerb, UmweltWirtschaftsForum 12 (4), S. 59-63.
- BRat (Bundesrat) 2004a: Entwurf eines Gesetzes über den Handel mit Berechtigungen zur Emission von Treibhausgasen (Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz – TEHG). Stellungnahme des Bundesrates. Bundestags-Drucksache 15/2540.
- BRat (Bundesrat) 2004b: Empfehlungen der Ausschüsse zu Punkt 15 der 800. Sitzung des Bundesrates am 11. Juni 2004. Gesetz über den nationalen Zuteilungsplan für Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 (Zuteilungsgesetz – NAPG). 04.06.2004 Bundesrat-Drucksache 424/1/04.
- BRat (Bundesrat) 2004c: Unterrichtung durch den Bundesrat. Gesetz über den Nationalen Zuteilungsplan für Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 (Zuteilungsgesetz 2007 – ZuG 2007) – Drucksachen 15/2966, 15/3224, 15/3237 –. Anrufung des Vermittlungsausschusses. 15.06.2004. Bundestags-Drucksache 15/3303.
- BRat (Bundesrat) 2004d: Mitteilung des Vorsitzenden des Vermittlungsausschusses. Gesetz über den Nationalen Zuteilungsplan für Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 (Zuteilungsgesetz 2007 – ZuG 2007). 01.07.04. Bundesrats-Drucksache 535/04.
- BRat (Bundesrat) 2004e: Unterrichtung durch den Bundesrat. Gesetz über den nationalen Zuteilungsplan für Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 (Zuteilungsgesetz 2007 – ZuG 2007) – Drucksachen 15/2966, 15/3224, 15/3237, 15/3303 –. Einspruch gemäß Artikel 77 (3) des Grundgesetzes. 09.07.2004. Bundestags-Drucksache 15/3574.
- BReg (Bundesregierung) 2004a: Entwurf eines Gesetzes über den Handel mit Berechtigungen zur Emission von Treibhausgasen (Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz – TEHG). Gesetzesentwurf der Bundesregierung. Bundesrats-Drucksache 14/04.
- BReg (Bundesregierung) 2004b: Entwurf eines Gesetzes über den Handel mit Berechtigungen zur Emission von Treibhausgasen (Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz – TEHG). Gegenäußerung der Bundesregierung. Bundestags-Drucksache 15/2540.
- BReg (Bundesregierung) 2004c: Nationaler Allokationsplan für die Bundesrepublik Deutschland 2005-2007. Berlin, 31. März 2003.
- CDU/CSU (CDU/CSU-Fraktion im Deutschen Bundestag) 2003: Nationalen Allokationsplan als Parlamentsgesetz gestalten. Antrag der Fraktion der CDU/CSU. 21. Oktober 2003. Bundestags-Drucksache 15/1791.
- DEHSt (Deutsche Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt) 2004a: Betreiberhandbuch RISA-GEN Antragssoftware. Zuteilung von CO₂-Emissionsberechtigungen für bestehende Anlagen – (Zuteilungsperiode 2005-2007). Berlin, 16. August 2004.
- DEHSt (Deutsche Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt) 2004b: Leitfaden Zuteilungsregeln 2005-2007. Information zur Anwendung der gesetzlichen Regelungen zur

- Zuteilung von Kohlendioxid-Emissionsberechtigungen in der Periode 2005 bis 2007. Berlin, September 2004.
- DEHSt (Deutsche Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt) 2004c: Prüfungsrichtlinie von Zuteilungsanträgen. Berlin, 10. September 2004.
- DEHSt (Deutsche Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt) 2004d: Zur Berechnung der spezifischen Emissionen der Koppelenergie Strom und Wärme in KWK-Anlagen bei Beantragung nach § 8 ZuG i.V.m. § 11 ZuV. Berlin, 10. September 2004.
- DEHSt (Deutsche Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt) 2004e: Zum Anwendungsbereich des Treibhausgasemissionshandelsgesetz – TEHG. Berlin, 16. September 2004.
- DEHSt (Deutsche Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt) 2004f: Berücksichtigung von „frühzeitigen Emissionsminderungen“ für Kraft-Wärme-Kopplungs-Anlagen (§ 12 Absatz 4 ZuG 2007). Berlin, September 2004.
- DEHSt (Deutsche Emissionshandelsstelle im Umweltbundesamt) 2004g: Ermittlung spezifischer Emissionsfaktoren beim Einsatz von Brennstoffen mit biogenen Anteilen. Berlin, September 2004.
- DIW (Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung)/Öko-Institut/ISI (Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung) 2003: Nationaler Allokationsplan (NAP): Gesamtkonzept, Kriterien, Leitregeln und grundsätzliche Ausgestaltungsvarianten – Eckpunktetpapier –. Berlin, Karlsruhe, 7. Juli 2003.
- EFRAG 2005: *Re: Draft on negative endorsement on IFRIC 3 Emission Rights*. EFRAG: Brüssel. http://www.efrag.org/doc/3557_IFRIC3DRAFTADVICE.pdf.
- Ehrhart, K.-M. et al. 2003: Strategic Aspects of CO₂ Emissions Trading: Theoretical Concepts and Empirical Findings. *Energy & Environment* 14 (2003) H. 5, S. 579-597.
- Energiestiftung Schleswig-Holstein 2003: Emissionshandel Nord - Nutzen für Wirtschaft und Umwelt, Endbericht. Online: http://www.emissionshandel-nord.de/Download_allg/neu/endbericht.pdf.
- FSB (Freistaat Bayern) 2004: Entwurf eines Gesetzes über den Handel mit Berechtigungen zur Emission von Treibhausgasen (Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz – TEHG). Antrag des Freistaates Bayern. Bundesrats-Drucksache 14/03/04.
- HMULF (Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten) 2003: Hessen-Tender Initiative für den Ankauf von CO₂-Emissionsminderungen. Ergebnisbericht Pilot- und Demonstrationsprojekt zur Erprobung von Instrumentarien eines Emissionshandelssystems. Online: http://www.kfw-foerderbank.de/DE/Umweltschutz/Hessen-Ten62/Tender_Ergebnisbericht.pdf.
- IDW 2005: Entwurf IDW Stellungnahme zur Rechnungslegung: Bilanzierung von Schadstoffemissionsrechten nach HGB (IDW ERS HFA 15), Stand 02.03.2005. IDW: Düsseldorf.
- KOM (Europäische Kommission) 2004a: Mitteilung der Kommission über Hinweise zur Unterstützung der Mitgliedstaaten bei der Anwendung der in Anhang III der Richtlinie

- 2003/87/EG über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates aufgelisteten Kriterien sowie über die Bedingungen für den Nachweis höherer Gewalt. KOM(2003) 830 endgültig.
- KOM (Europäische Kommission) 2004b: Entscheidung der Kommission vom 07/VII/2004 über den nationalen Plan zur Zuteilung von Zertifikaten für Treibhausgasemissionen, der von Deutschland gemäß der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates übermittelt wurde. K(2004) 2515/2endg., Brüssel, 07. Juli 2004.
- Kruska, M. et al. 2003: 10 Forderungen an den nationalen Allokationsplan. *Energiewirtschaftliche Tagesfragen* 53 (2003) H. 7, S. 478-482.
- Schleich, J. et al. 2002: Simulation eines Emissionshandels für Treibhausgase in der baden-württembergischen Unternehmenspraxis (SET UP). Endbericht an das Ministerium für Umwelt und Verkehr, Baden-Württemberg, Fraunhofer ISI, Universität Karlsruhe, Tacon GmbH, Karlsruhe, Online: <http://www.isi.fraunhofer.de/n/planspiel/endber.pdf>.
- Schleich, J. et al. 2003: Üben für den Ernstfall: Der Emissionsrechtehandel als Planspiel, *Energiewirtschaftliche Tagesfragen* 53 (2003) H. 1/2, S. 104-108.
- SPD/Bündnis 90/Die Grünen 2004: Antrag der Fraktionen SPD und BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN Zurückweisung des Einspruchs des Bundesrates gegen das Gesetz über den nationalen Zuteilungsplan für Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 (Zuteilungsgesetz 2007 – ZuG 2007) – Drucksachen 15/2966, 15/3224, 15/3237, 15/3303, 15/3574 –. 09.07.2004. Bundestags-Drucksache 15/3576.
- UBA (Umweltbundesamt) 2003: Betreiberhandbuch für RISA-GEN. Datenerhebung für den Nationalen Allokationsplan im 2. Erhebungszyklus. Berlin, 4. November 2003.
- Wallat, R. 2003: Beaufsichtigung des organisierten Emissionshandels : KWG-rechtliche Erlaubnispflicht bei der professionellen Vermittlung, Verwaltung oder dem Handel mit Emissionszertifikaten. *Energiewirtschaftliche Tagesfragen* 53 (2003) H. 3, S. 180-184.

6 Das Gesamtkonzept des Allokationsplans (DIW Berlin)

6.1 Vorbemerkung

In diesem Kapitel wird das Gesamtkonzept des deutschen Allokationsplans für die Periode 2005 bis 2007 beschrieben. Nachdem in Kapitel 3 bereits die allgemeine Struktur der Allokationsplanung und mögliche Gestaltungsvarianten diskutiert worden sind, soll im Folgenden ein Überblick über die in Deutschland konkret implementierten Regelungen gegeben werden. Die einzelnen Regelungen werden in den nachfolgenden Kapiteln 7 Makroplan, 8 Mikroplan und 9 Sonderregeln detailliert betrachtet.

Die Umsetzung der EU-Richtlinie über den europäischen Emissionshandel erfolgt in Deutschland im Wesentlichen durch das Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (TEHG), den Nationalen Allokationsplan (NAP), das Zuteilungsgesetz 2007 (ZuG 2007) und die Zuteilungsverordnung 2007 (ZuV 2007). Im folgenden Überblick stehen die Regelungen des Zuteilungsgesetzes im Vordergrund, in dem vor allem die Mengenplanung, die Grundregeln für die Zuteilung und besondere Zuteilungsregeln festgelegt sind.

6.2 Mengenplanung und Kürzungsfaktoren

Ausgangspunkt für die Mengenplanung ist die Verpflichtung Deutschlands, im Rahmen des europäischen Burden Sharings die Emission von Treibhausgasen bis zur Periode 2008-12 um 21 % gegenüber dem Basisjahr (1990/95) zu reduzieren. Dabei wird von der deutschen Regierung keine Minderung auf Grund einer möglichen Nutzung flexibler Mechanismen des Kyoto-Protokolls geltend gemacht.

Die Ableitung der gesamten Zuteilungsmenge für den Emissionshandel erfolgt anhand des allgemeinen Schemas des in Kapitel 3 erläuterten Mehrebenenkonzepts (vgl. Abbildung 3-3). Unter Berücksichtigung der Emissionen anderer Treibhausgase als CO₂ sind allgemeine Ziele für die CO₂-Emissionen in den Perioden 2008-12 und 2005-07 festgelegt worden (Tabelle 6-1). Für die erste Periode des Emissionshandels beträgt dieses nationale Ziel 859 Mio. t CO₂ pro Jahr. Auf die Sektoren Verkehr, Haushalte und Gewerbe, Handel, Dienstleistungen entfallen hiervon 356 Mio. t. In diesen Sektoren müssen die Emissionsziele durch andere Maßnahmen sichergestellt werden.

Das Emissionsbudget für den Bereich Energiewirtschaft und Industrie, der weitgehend mit dem Bereich des Emissionshandels übereinstimmt, beträgt 503 Mio. t. Gegenüber den Emissionen in der Basisperiode 2000-02 von 505 Mio. t bedeutet dies eine Verminderung um 2 Mio. t. oder 0,4 %.

Für die Anlagen des Emissionshandelsbereichs ergab die freiwillige Datenerhebung für den Zeitraum 2000-02 eine Gesamtemission von 501 Mio. t. Auf dieser Grundlage wurde im NAP unter Berücksichtigung einer Verminderung um 2 Mio. t. oder 0,4 % ein Emissionsbudget von 499 Mio. t abgeleitet.

Im Zuteilungsgesetz ist eine Obergrenze für die Zuteilung von Berechtigungen (ohne Neuanlagen) in Höhe von 495 Mio. t pro Jahr fixiert worden. Darüber hinaus wird für die Gratiszu-

teilung an zusätzliche Neuanlagen eine Reserve von jahresdurchschnittlich 3 Mio. t gebildet.⁴⁸ Im Vergleich zum Allokationsplan verbleibt somit eine weitere Reserve von 1 Mio. t pro Jahr, die für entstehende Forderungen aus Widersprüchen genutzt werden kann.

Der Mikroplan enthält weitere Vorgaben, die den Verteilungsspielraum für Zuteilungsmengen einengen. So ist für Härtefälle nach § 7 (10) eine Zusatzzuteilung von insgesamt bis zu 1 Mio. t pro Jahr vorgesehen. Als Sonderzuteilung bei Einstellung des Betriebs von Kernkraftwerken werden Zertifikate in Höhe von 1,5 Mio. t pro Jahr vergeben. Weitere Sonderzuteilungen in Höhe von 2 Mio. t pro Jahr entfallen auf Anlagen zur Kraft-Wärme-Kopplung (hierfür waren ursprünglich 1,5 Mio. t pro Jahr vorgesehen). Außerdem sind Sonderregelungen für Early Action und für prozessbedingte Emissionen zu berücksichtigen. Darüber hinaus bestehen gemäß Zuteilungsgesetz für jüngere Bestandsanlagen Möglichkeiten zur Anrechnung angemeldeter Emissionen und generell die Möglichkeit die Neuanlagenregelung zu wählen.

Tabelle 6-1: Eckdaten der Mengenplanung

| | 2005-07 | 2008-12* |
|--|---------------------------|----------|
| | Mio. t CO ₂ /a | |
| Nationales Ziel | 859 | 844 |
| Andere Sektoren | 356 | 349 |
| Verkehr, Haushalte | 298 | 291 |
| GHD | 58 | 58 |
| Energie und Industrie (2000-02: 505 Mio. t CO ₂ /a) | 503 | 495 |
| Emissionsbudget gemäß NAP (2000-02: 501 Mio. t CO ₂ /a) | 499 | |
| Obergrenze der Berechtigungen (ohne Neuanlagen) | 495 | |
| Reserve für zusätzliche Neuanlagen | 3,0 | |
| Weitere Reserve | 1,0 | |
| Erfüllungsfaktor (für bestimmte Bestandsanlagen) | 0,9709 | |
| Kürzung gemäß Erfüllungsfaktor | -2,91% | |
| * Die Ziele für 2008-12 werden 2006 überprüft. | | |

Während der Emissionshandelsbereich gemäß der Mengenplanung insgesamt betrachtet eine relativ geringe Reduktion, d.h. nur einen hohen Reduktionsfaktor von 0,996, zu tragen hat, können sich für einzelne betroffene Betreiber hiervon mehr oder minder stark abweichende Ausstattungen mit Emissionsberechtigungen ergeben. Für die meisten (Bestands-) Anlagen

⁴⁸ Die Gratisvergabe wird auch gewährleistet, wenn die Reserve nicht ausreicht (vgl. Kapitel 10).

wird der gesetzliche Erfüllungsfaktor von 0,9709 angewendet, der für sich genommen eine Kürzung um 2,91 % bewirkt. Hinzu kommt eine anteilige Kürzung der Zuteilung, damit die genannte Obergrenze von 495 Mio. t eingehalten werden kann. Im Zuteilungsverfahren hat die DEHST hierfür einen Kürzungsfaktor von 0,9538, d.h. eine anteilige Kürzung um 4,62 %, berechnet. Zusammen genommen ergibt sich für die hiervon betroffenen Betreiber ein Faktor von 0,9260 bzw. eine Kürzung um 7,40 %.

Diese im Vergleich zum Reduktionsfaktor relativ starken individuellen Einschnitte sind im Zusammenhang zu sehen mit der Reserve für die Gratisausstattung an Neuanlagen (ohne Erfüllungsfaktor), mit den Sonderregeln für Early Action, prozessbedingte Emissionen, Kraft-Wärme-Kopplung und Kernenergieausgleich sowie mit den Härtefallregeln und den Wahlmöglichkeiten der Neuanlagenregelung (vgl. Kapitel 8.4).

Im Folgenden werden die gültigen Regeln für die kostenlose Zuteilung von Emissionsrechten skizziert. Dabei wird gemäß dem Zuteilungsgesetz unterschieden zwischen den Grundregeln für die Zuteilung (Bestandsanlagen, Betriebseinstellung und Neuanlagen) und den besonderen Zuteilungsregeln (Early Action, prozessbedingte Emissionen, KWK-Anlagen, Kernkraftwerke).

6.3 Grundregeln für die Zuteilung

Die Grundregeln für die Zuteilung von Emissionsrechten richten sich aufgrund der unterschiedlichen Datenverfügbarkeit nach dem Zeitpunkt der Inbetriebnahme der Anlage. Dabei werden zunächst Bestandsanlagen (Inbetriebnahme bis Ende 2004) und Neuanlagen (Inbetriebnahme ab 2005) unterschieden. Während Bestandsanlagen, die vor oder in der Basisperiode (2000-2002) in Betrieb genommen worden sind, eine Zuteilung auf Basis ihrer historischen Emissionen erhalten, erfolgt die Zuteilung für Anlagen, die zwischen der Basisperiode und der Handelsperiode in Betrieb genommen worden sind, nach angemeldeten Emissionen. Bei Neuanlagen werden Ersatzanlagen und zusätzliche Neuanlagen unterschieden. Insofern enthält das ZuG 2007 die folgenden Grundregeln für die Zuteilung:

- Bestandsanlagen bis Ende 2002: Zuteilung auf Basis historischer Emissionen (§ 7),
- Bestandsanlagen 2003 und 2004: Zuteilung auf Basis angemeldeter Emissionen (§ 8),
- neue Ersatzanlagen ab 2005: Zuteilung gemäß der Übertragungsregel (§ 10) und
- zusätzliche Neuanlagen ab 2005: Zuteilung gemäß der besten verfügbaren Technik (§ 11).

Für Anlagen, deren Betrieb eingestellt worden ist, werden grundsätzlich keine Emissionsrechte ausgegeben (§ 9).

Bestandsanlagen (§§ 7 und 8)

Für Anlagen, die *bis Ende 2002* in Betrieb genommen wurden, erfolgt die Zuteilung grundsätzlich auf der Grundlage ihrer *historischen Emissionen* (Grandfathering-Ansatz). Zur Ermittlung der Zuteilungsmenge wird die jahresdurchschnittliche Emission mit der Anzahl der

Jahre in der Zuteilungsperiode, dem Erfüllungsfaktor und dem Faktor für die anteilige Kürzung multipliziert.

In Abhängigkeit vom Inbetriebnahmezeitpunkt gilt dabei folgende Basisperiode, wobei z.T. Hochrechnungen für das Jahr der Inbetriebnahme erforderlich sind:

Tabelle 6-2 Basisperiode in Abhängigkeit vom Inbetriebnahmejahr

| Inbetriebnahme bis Ende | Basisperiode | |
|-------------------------|--------------|---------------------------|
| 1999 | 2000-2002 | |
| 2000 | 2001-2003 | |
| 2001 | 2001-2003 | mit Hochrechnung für 2001 |
| 2002 | 2002-2003 | mit Hochrechnung für 2002 |

Darüber hinaus gelten für diese Anlagen folgende Regelungen:

- Wenn die jährliche Emission aufgrund von *Produktionsrückgängen* unter 60 % der jährlichen Emissionen in der Basisperiode sinkt, muss die Differenz der Zertifikate zurückgegeben werden. Hiermit soll ein Scheinbetrieb von Anlagen verhindert werden.
- In *Härtefällen* kann eine Zuteilung nach angemeldeten Emissionen beantragt werden. Dies gilt zum einen, wenn sich aufgrund besonderer Umstände eine Zuteilungsmenge errechnet, die um mindestens 25 % unter dem Bedarf der Anlage in der Zuteilungsperiode liegt, und sich hieraus erhebliche wirtschaftliche Nachteile für das Unternehmen ergäben. Zum anderen gilt dies im Fall von unzumutbarer Härte für das Unternehmen.
- Generell kann der Betreiber eine Zuteilung nach der *Regelung für zusätzliche Neuanlagen* statt nach der Regelung für Bestandsanlagen beantragen (Optionsregel).
- Für Kondensationsanlagen, die älter als 30 Jahre sind und bestimmte Mindestwirkungsgrade nicht erreichen, gilt ab 2008 eine *Malusregelung*, nach der sich der Erfüllungsfaktor um 0,15 verringert. Damit soll ein Anreiz zur Modernisierung gegeben werden.

Anlagen, die in den Jahren 2003 und 2004 in Betrieb genommen wurden, erhalten eine Zuteilung auf Basis *angemeldeter Emissionen*, wobei ein Erfüllungsfaktor für 12 Jahre (bis 2015 bzw. 2016) nicht angewendet wird. Die anzumeldenden Emissionen errechnen sich (soweit möglich) aus dem Produkt der Kapazität, der Auslastung und dem spezifischen Emissionswert der Anlage. Wenn die tatsächliche Produktionsmenge geringer ist als die angemeldete, wird die Zuteilungsmenge im Nachhinein angepasst.⁴⁹

Auch für diese Bestandsanlagen kann der Betreiber eine Zuteilung nach der Regelung für zusätzliche Neuanlagen beantragen (Optionsregel).

⁴⁹ Solche Ex-post-Anpassungen der Zuteilungsmengen sind derzeit noch strittig (vgl. Kapitel 8.5).

Betriebseinstellung und Neuanlagen (§§ 9 bis 11)

Nach der Betriebseinstellung einer Anlage werden hierfür grundsätzlich keine weiteren Zertifikate mehr ausgegeben; die Zuteilungsentscheidung wird insoweit widerrufen. Von dieser Regelung gibt es zwei Ausnahmen: erstens die Übernahme der Produktion durch eine bestehende vergleichbare Anlage desselben Betreibers und zweitens die Übertragung auf eine Neuanlage.

Wenn die *Produktion* der Anlage von einer anderen vergleichbaren Anlage desselben Betreibers *übernommen* wird, unterbleibt der Widerruf der Zuteilungsentscheidung für die stillgelegte Anlage. Falls die tatsächliche Mehrproduktion der anderen Anlage im Vergleich zur Basisperiode geringer als angezeigt ist, wird die Zuteilung neu festgesetzt.

Wenn eine bestehende Anlage durch eine vergleichbare *Neuanlage ersetzt* wird, können die Berechtigungen der Altanlage quasi auf die Neuanlage übertragen werden. Für die Neuanlage werden für vier Jahre Emissionsberechtigungen nach Maßgabe der ersetzten Anlage zugeteilt (einschließlich Erfüllungsfaktor). Für weitere 14 Jahre erfolgen Zuteilungen gemäß den Emissionen der Neuanlage in den jeweiligen Basisperioden, wobei kein Erfüllungsfaktor angewendet wird. Diese Übertragungsregel kann auch von einem Rechtsnachfolger oder (sofern vertraglich vereinbart) einem anderen Betreiber einer Neuanlage in Anspruch genommen.

Die Zuteilung für *zusätzliche Neuanlagen* ergibt sich für 14 Jahre aus der erwarteten Produktion (Kapazität mal Auslastung) und dem spezifischen Emissionswert gemäß der besten verfügbaren Technik. Dabei wird kein Erfüllungsfaktor verwendet.

Der für zusätzliche Neuanlagen zu verwendende *Benchmark* zur Berücksichtigung der besten verfügbaren Technik hängt von der jeweiligen Technologiegruppe ab:

- Für Strom erzeugende Anlagen gelten für den spezifischen Emissionswert zusätzlich gesetzliche Grenzen von mindestens 365 g/kWh und höchstens 750 g/kWh. Damit wird die Brennstoffabhängigkeit spezifischer Emissionen (orientiert an modernen Gas- und Steinkohlenkraftwerken) berücksichtigt.
- Für Kraft-Wärme-Kopplungs-Anlagen werden für Strom und Wärme getrennte Emissionswerte angerechnet. Da hierbei der Effizienzvorteil der Kraft-Wärme-Kopplung nicht eingerechnet wird, erfolgt insofern eine Förderung neuer KWK-Anlagen durch erhöhte Zuteilung von Emissionsrechten.
- Für Gruppen von Anlagen mit vergleichbaren Produkten werden spezifische Emissionswerte in der Zuteilungsverordnung festgelegt (Prozessdampf, Zementklinker, Behälterglas, Flachglas, Mauerziegel, Dachziegel, Warmwasser).
- Für andere Anlagen, die nicht solchen homogenen Gruppen zugeordnet werden können, richtet sich der spezifische Emissionswert nach der jeweils besten verfügbaren Technik.
- Für Anlagen, in der mehrere Produkte hergestellt werden, werden die erwarteten Emissionen bei Anwendung der besten verfügbaren Technik zugrunde gelegt.

Wenn die tatsächliche Produktionsmenge der Neuanlage geringer ist als die erwartete, wird die Zuteilungsmenge im Nachhinein angepasst.

6.4 Besondere Zuteilungsregeln

Die besonderen Zuteilungsregeln beziehen sich auf frühzeitige Emissionsminderungen (Early Action), prozessbedingte Emissionen, Anlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung und auf die Einstellung des Betriebs von Kernkraftwerken.

Early Action (§ 12)

Zum Ausgleich frühzeitiger Emissionsminderungen (Early Action) wird unter bestimmten Voraussetzungen ein Erfüllungsfaktor von 1 angesetzt. Dabei sind drei Fälle zu unterscheiden:

- Modernisierungsmaßnahmen, die nach dem 1.1.1994 beendet wurden und deren Minderung in Abhängigkeit vom Modernisierungsjahr mindestens 7 % (1994) bis 15 % (2002) beträgt,
- Modernisierungsmaßnahmen, die nach dem 1.1.1994 beendet wurden und deren Minderung mehr als 40 % beträgt und
- Inbetriebnahme einer Anlage im Zeitraum von 1994 bis 2002 ohne Nachweis einer Minderung.

Ein Erfüllungsfaktor von 1 wird im ersten Fall für 12 auf den Abschluss der Maßnahme folgende Kalenderjahre festgesetzt, im zweiten Fall bis einschließlich 2012 und im dritten Fall für 12 auf das Jahr der Inbetriebnahme folgende Kalenderjahre.

Prozessbedingte Emissionen (§13)

Für prozessbedingte (d.h. nicht-energiebedingte) Emissionen wird ein Erfüllungsfaktor von 1 angesetzt, sofern sie mindestens 10 % der gesamten Emissionen einer Anlage ausmachen. Mit dieser Sonderregelung soll dem Umstand Rechnung getragen werden, dass die CO₂-Vermeidungspotenziale in diesem Bereich relativ gering sind.

Anlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung (§14)

KWK-Anlagen erhalten eine Sonderzuteilung in Höhe von 27 t CO₂ je GWh der historischen bzw. der angemeldeten KWK-Nettostromerzeugung. Wenn die tatsächliche KWK-Nettostromerzeugung geringer ist, wird die Sonderzuteilung im Nachhinein teilweise oder (bei einer Verminderung um mehr als 20 %) vollständig zurückgenommen. Damit soll einer möglichen Tendenz zur Verminderung des Wärmeanteils von KWK-Anlagen entgegenge wirkt werden. Eine Kumulation mit der Sonderregelung für Early Action wird hierbei nicht ausgeschlossen.

Einstellung des Betriebs von Kernkraftwerken (§15)

Als Ausgleich für eine Einstellung des Betriebs von Kernkraftwerken im Zeitraum 2003 bis 2007 werden Berechtigungen im Gesamtwert von 4,5 Mio. t CO₂ (d.h. durchschnittlich 1,5

Mio. t CO₂ pro Jahr) zugeteilt, die im Verhältnis der Kernkraftkapazitäten aufgeteilt werden. Hiermit sollen Mehremissionen in anderen Kraftwerken kompensiert werden.

6.5 Allgemeine Zuteilungsregeln

In den allgemeinen Zuteilungsvorschriften wird u.a. festgelegt, dass die Zuteilungen (von Gebühren abgesehen) kostenlos erfolgen.

Die zugeteilten Zertifikate werden grundsätzlich in gleich großen Teilmengen ausgegeben, d.h. in der Regel ein Drittel pro Jahr.

Eine Überführung von Emissionsrechten der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 in die Folgeperiode (Banking) wird generell ausgeschlossen.

6.6 Literatur

BMU 2004: Änderungen des Nationalen Allokationsplans (NAP) durch das NAP-G. Stand: 27. April 2004. <http://www.bmu.de/emissionshandel>.

Bundesregierung 2004a: Nationaler Allokationsplan (NAP) für die Bundesrepublik 2005-2007, Beschluss des Bundeskabinetts vom 31.3.2004.

Schafhausen, F.J. 2004: Der Markt für CO₂-Zertifikate. In: Zeitschrift für Energiewirtschaft 28 (2004) 4 S. 239-452.

Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (TEHG): Gesetz zur Umsetzung der Richtlinie 2003/87EG über ein System für den Handel mit Treibhausgas-Emissionszertifikaten in der Gemeinschaft vom 8.7.2004, BGBl. I Nr. 35 vom 14.7.2004.

Zuteilungsgesetz 2007 (ZuG 2007): Gesetz über den nationalen Zuteilungsplan für Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 vom 26.8.2004, BGBl. I Nr.45, S. 2211-2222.

Zuteilungsverordnung 2007 (ZuV 2007): Verordnung über die Zuteilung von Treibhausgas-Emissionszertifikaten in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 vom 31.8.2004, BGBl. I Nr. 46 S. 2255-2272.

7 Der Makroplan (DIW Berlin)

7.1 Überblick und Entwurf des Makroplans auf nationaler Ebene⁵⁰

Der im Rahmen des Nationalen Allokationsplanes aufzustellende Makroplan gibt die Aufteilung des nationalen Emissionsbudgets auf Treibhausgase und Sektoren an und legt die Gesamtzahl der an die Emissionshandelssektoren zu vergebenden Zertifikate fest.

Dabei muss nach dem in Anhang III der EU-Richtlinie unter Ziffer 1 genannten Kriterium, *„die Gesamtmenge an Zertifikaten, die im jeweiligen Zeitraum zugeteilt werden sollen, ... mit der in der Entscheidung 2002/358/EG und im Kyoto-Protokoll enthaltenen Verpflichtung des Mitgliedstaats zur Begrenzung seiner Emissionen in Einklang stehen unter Berücksichtigung des Anteils der Gesamtemissionen, dem diese Zertifikate im Vergleich zu Emissionen aus Quellen entsprechen, die nicht unter diese Richtlinie fallen, sowie der nationalen energiepolitischen Maßnahmen; ferner sollte sie dem nationalen Klimaschutzprogramm entsprechen. Die Gesamtmenge der zuzuteilenden Zertifikate darf nicht höher sein als der wahrscheinliche Bedarf für die strikte Anwendung der Kriterien dieses Anhangs. Bis 2008 muss die Menge so groß sein, dass sie mit einem Weg zur Erreichung oder Übererfüllung der Zielvorgaben jedes Mitgliedstaats gemäß der Entscheidung 2002/358/EG und dem Kyoto-Protokoll vereinbar ist.“*

Ausgangspunkt zur Festlegung der Gesamtmenge der Zertifikate sind die Treibhausgasemissionen im Basisjahr 1990 (für CO₂, CH₄ und N₂O) bzw. 1995 (für HFC, PFC und SF₆) einerseits und die von der Bundesregierung im Rahmen des europäischen „burden sharing“ verbindlich eingegangenen Minderungsverpflichtungen für die Periode 2008-2012 andererseits.

Allerdings bezieht sich die EU-Richtlinie zum Emissionszertifikatehandel zunächst ausschließlich auf die Verpflichtungsperiode 2005-2007 und beschränkt sich überdies auf das Treibhausgas CO₂ sowie auf die im Einzelnen im Anhang I zur EU-Richtlinie genannten Tätigkeiten, bei denen es sich unter sektorialem Blickwinkel vornehmlich um die Energiewirtschaft und die Industrie handelt.

Nach Ziffer 1 des Anhangs III der EU-Richtlinie (s.o.) müssen die Nationalen Allokationspläne aber auch Aussagen über die Zuteilung an die nicht dem Emissionshandel unterliegenden Sektoren – also den Verkehr, die privaten Haushalte und den Bereich Gewerbe, Handel, Dienstleistungen – enthalten.

Während eindeutig nur das Reduktionsziel für die sechs Treibhausgase in der Periode 2008-2012 definiert ist – für Deutschland also -21 % gegenüber der Basisperiode -, gewinnt die

⁵⁰ Es sei darauf hingewiesen, dass die ursprünglichen Überlegungen des Projektteams zum Entwurf von Mengengerüsten im Rahmen des Makroplanes von den Ausgangsdaten nach dem Nationalen Inventarbericht 2002 ausgingen. Da während der Erarbeitung des Nationalen Allokationsplanes (NAP) die aktuelleren, und insbesondere bei den Nicht-CO₂-Treibhausgasemissionen deutlich revidierten, Angaben aus dem Nationalen Inventarbericht 2003 zur Verfügung standen, wurden diese dem endgültigen NAP zu Grunde gelegt. Sie sind auch die Basis des in diesem Abschnitt diskutierten Makroplanes. Daraus können sich die Differenzen zur früheren Arbeitspapieren der Projektbearbeiter erklären.

Festlegung der Emissionsbudgets für die dem Emissionshandel unterliegenden Anlagen in der Periode 2005-2007 angesichts der genannten Einschränkungen mehrere Freiheitsgrade:

1. Die Bestimmung des Reduktionszieles für CO₂ in der Periode 2008-2012 hängt von den Annahmen über das Niveau der fünf anderen Treibhausgasemissionen ab.
2. Für die Festlegung des Emissionsbudgets für die Periode 2005-2007 gibt es keinen eindeutigen Algorithmus, so dass unterschiedliche Ansätze etwa der Interpolation zwischen den aktuellen und den Zielwerten für 2008-2012 möglich sind.
3. Zur Ableitung des für die Zuteilung der Zertifikate an die dem Emissionshandel unterliegenden Aktivitäten kommt es schließlich entscheidend auf die Vorstellungen über die zulässigen Emissionsniveaus in den Nicht-Emissionshandelssektoren an.
4. Schließlich hängen die durch Aktivitäten im Inland zu erfüllenden Reduktionspflichten ab von dem angestrebten Umfang der über projektbezogene Mechanismen (JI/CDM) außerhalb Deutschlands zu erwerbenden Emissionsgutschriften.

Je höher die Nutzung der projektbezogenen Mechanismen und je stärker die Emissionsreduktion bei den Nicht-CO₂-Treibhausgasen für die Periode 2008-2012 angesetzt werden, je „großzügiger“ das CO₂-Emissionsbudget für 2005-2007 gewählt und je ambitionierter die CO₂-Emissionsminderung in den Nicht-Handelsbereichen für die Periode 2005-2007 angenommen wird, desto schwächer werden die Anforderung an die Emissionsminderung in den Emissionshandelssektoren in der ersten Handelsperiode.

Im Zuge der Festlegung des Mengengerüsts haben sich von den ersten Entwürfen des Nationalen Allokationsplanes bis zur gesetzlichen Festlegung im Rahmen des Zuteilungsgesetzes 2007 (ZuG 2007) einige Änderungen vollzogen. Eindeutig und unverändert blieb die Bestimmung des Ziels der maximalen Treibhausgasemissionen in der Periode 2008-2012. Bezogen auf die im Nationalen Inventarbericht 2003 für das Basisjahr 1990/1995 genannten Treibhausgasemissionen in Höhe von 1 218,2 Mio. t CO₂-Äquivalente hat sich Deutschland verpflichtet, die Treibhausgasemissionen bis zur ersten Verpflichtungsperiode 2008-2012 (gemittelt: 2010) um 21 % zu reduzieren. Daraus folgt eindeutig ein maximales Emissionsbudget von 962 Mio. t CO₂-Äquivalente. Unter der weiteren Annahme, dass bis dahin die Emissionen der Nicht-CO₂-Treibhausgase auf 116 Mio. t CO₂-Äquivalente sinken, konnte das CO₂-Emissionsbudget für 2008-2012 auf 846 Mio. t CO₂ festgelegt werden.

Zur Ermittlung des Emissionsniveaus in der Periode 2005-2007 wurde im Entwurf des Mengengerüsts zunächst vereinfachend eine lineare Interpolation zwischen den aktuellen Werten im Durchschnitt der festgelegten Basisjahre 2000-2002 und dem Zielwert für 2008-2012 unterstellt. Im Ergebnis bedeutet dies ein Treibhausgas-Emissionsniveau von 974 Mio. t CO₂-Äquivalente p.a.; unter der zusätzlichen Annahme zu den Nicht-CO₂-Emissionen von 123 Mio. t CO₂-Äquivalente p.a. waren die maximalen CO₂-Emissionen in der ersten Handelsperiode in Höhe von 851 Mio. t p.a. bestimmt (vgl. Tabelle 7-1).

Schon an dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass an diesen ursprünglichen Eckwerten bis zu dem am 31. März 2004 vom Bundeskabinett beschlossenen Nationalen Allokationsplan und dem am 26. August 2004 in Kraft getretenen Zuteilungsgesetzes 2007 einige Änderungen

vorgenommen wurden. So ist mit dem Nationalen Allokationsplan und dem ZuG 2007 das maximale jährliche Treibhausgas-Emissionsniveau in der Periode 2005-2007 von 974 Mio. t auf 982 Mio. t CO₂-Äquivalente und das CO₂-Emissionsbudget entsprechend von 851 Mio. t p.a. auf 859 Mio. t p.a. erhöht worden. Obwohl dazu offiziell keine Erläuterung gegeben wurde, ist anzunehmen, dass diese „Aufstockung“ in erster Linie dazu dienen sollte, das Emissionsbudget für die am Emissionshandel teilnehmenden Sektoren erhöhen zu können. Außerdem wurden die maximalen CO₂-Emissionen für die Periode 2008-2012 statt auf 846 Mio. t wie im Nationalen Allokationsplan mit dem ZuG 2007 (§ 4 (1)) auf 844 Mio. t p.a. festgelegt: hier wurden offensichtlich die früheren Annahmen über die Emissionen der Nicht-CO₂-Treibhausgase in der Periode 2008-2012 um 2 Mio. t CO₂-Äquivalente nach oben revidiert (vgl. dazu weiter unten Kapitel 7.4 sowie Tabelle 7-8). Im Folgenden soll aber zunächst auf die ursprünglichen Mengenangaben Bezug genommen werden.

Tabelle 7-1 Treibhausgasemissionen (ohne Senken) in Deutschland 2005-2007 und 2008-2012: Entwurf des Makroplans auf nationaler Ebene

| | CO ₂ -Emissionen | CH ₄ | N ₂ O | HFCs | PFCs | SF ₆ | Summe Nicht-CO ₂ | Summe |
|--|---|--------------------|------------------|------|------|-----------------|-----------------------------|--------|
| | in Millionen Tonnen CO ₂ -Äquivalente pro Jahr | | | | | | | |
| Basisjahr | 1014,4 | 101,1 | 87,9 | 6,4 | 1,8 | 6,6 | 203,7 | 1218,2 |
| 1998 | 881,4 | 60,9 | 62,3 | 7,0 | 1,5 | 6,0 | 137,7 | 1019,1 |
| 1999 | 854,7 | 59,3 | 59,0 | 7,3 | 1,2 | 4,4 | 131,3 | 986,0 |
| 2000* | 856,8 | 54,5 | 59,4 | 6,6 | 0,8 | 4,0 | 125,3 | 982,1 |
| 2001* | 873,5 | 52,2 | 60,2 | 8,1 | 0,7 | 3,3 | 124,6 | 998,1 |
| 2002* | 857,0 | noch keine Angaben | | | | | | |
| Durchschnitt 2000-2002 (Nicht-CO ₂ : 1999-2001) | 863 | 55 | 60 | 7 | 1 | 4 | 127 | 990 |
| Ziel 2005-2007 | 851 | | | | | | 123 | 974 |
| Ziel 2008-2012 | 846 | | | | | | 116 | 962 |

*) Vorläufige Angaben.

Quellen: Umweltbundesamt, Nationales Emissionsinventar 2003; CO₂-Emissionen für 2000 bis 2002 nach Berechnungen des DIW Berlin.

7.2 Varianten der Makroplanung auf Sektorebene⁵¹

Der Makroplan auf Sektorebene orientiert sich an den *energiebedingten* CO₂-Emissionen in der sektoralen Gliederung der Energiebilanzen (Umwandlungsbereiche, Nichtenergetischer Verbrauch, Industrie; Gewerbe, Handel, Dienstleistungen, Haushalte, Verkehr). Zusätzlich werden die *nicht-energiebedingten* CO₂-Emissionen (prozessbedingte Emissionen in der Abgrenzung des Nationalen Inventarberichts) berücksichtigt.

⁵¹ Zu den Varianten der Mengenplanung auf der Makroebene vgl. auch die Aussagen in Kapitel 3.6.

Die Ausgangsdaten für die sektorale Verteilung der CO₂-Emissionen gehen aus Tabelle 7-2 hervor. Demnach entfällt der mit Abstand größte Anteil auf den Energiesektor; zusammen mit der Industrie (einschließlich der Industrieprozesse) waren es im Durchschnitt der Periode 2000-2002 rund 58 % aller CO₂-Emissionen, die weitgehend dem Emissionshandel unterliegen. In der Tabelle 7-2 sind für diese Periode zugleich die *temperaturbereinigten Werte* ausgewiesen, die eine „realistischere“ Einschätzung sowohl hinsichtlich der vergangenen Emissionsentwicklung als auch des tatsächlichen Ausmaßes der zur künftigen Zielerfüllung notwendigen Emissionsveränderungen ermöglichen.

Tabelle 7-2 CO₂-Emissionen nach Energiebilanz-Sektoren in den Jahren von 1990 bis 2002

| | Energie- sektor (E) | Indu- strie ¹⁾ (I) | Emissions- budgets für E+I | GHD | Ver- kehr | Haus- halte | Summe andere Sektoren | Gesamt |
|--|--|-------------------------------------|----------------------------------|-----------------|--------------|----------------|-----------------------------|------------|
| | | | | andere Sektoren | | | | |
| | in Millionen Tonnen CO ₂ pro Jahr | | | | | | | |
| Basisjahr 1990 | 439 | 197 | 636 | 91 | 159 | 129 | 378 | 1014 |
| 1998 | 365 | 143 | 508 | 66 | 176 | 131 | 373 | 881 |
| 1999 | 351 | 141 | 492 | 62 | 181 | 119 | 363 | 855 |
| 2000* | 361 | 142 | 503 | 59 | 178 | 116 | 354 | 857 |
| 2001* | 369 | 137 | 506 | 63 | 175 | 130 | 367 | 874 |
| 2002* | 373 | 132 | 505 | 59 | 173 | 120 | 352 | 857 |
| Durchschnitt (D) 2000-2002 | 368 | 137 | 505 | 61 | 175 | 122 | 358 | 863 |
| D2000-2002 (temp.-bereinigt) | 368 | 138 | 507 | 64 | 175 | 132 | 371 | 878 |
| | Sektorale Struktur in % | | | | | | | |
| Basisjahr 1990/1995 | 43 | 19 | 63 | 9 | 16 | 13 | 37 | 100 |
| Durchschnitt (D) 2000-2002 | 41 | 16 | 58 | 8 | 20 | 15 | 42 | 100 |
| D2000-2002 (temp.-bereinigt) | 41 | 17 | 58 | 7 | 21 | 14 | 42 | 100 |
| *) Vorläufige Angaben. | | | | | | | | |
| 1) Einschließlich prozessbedingte CO ₂ -Emissionen. | | | | | | | | |

Quellen: Umweltbundesamt, Nationales Emissionsinventar 2003; CO₂-Emissionen für 2000 bis 2002 sowie sektorale Aufteilung nach Berechnungen des DIW Berlin.

Kasten 7-1 Anmerkungen zur Temperaturbereinigung der Emissionen

Hintergrund der Temperaturbereinigung ist die Tatsache, dass der Energieverbrauch in erheblichem Umfang von den Außentemperaturen abhängig ist. So entfällt rund ein Drittel des gesamten Endenergieverbrauchs allein auf die Deckung des Raumwärmebedarfs; ohne Berücksichtigung des Verkehrs ist es nahezu die Hälfte, und bei den privaten Haushalten sind es mehr als drei Viertel. Diese hohe Temperaturabhängigkeit hat zur Folge, dass in besonders kalten Jahren der Energieverbrauch – und damit die energieverbrauchsbedingten Emissionen – allein wegen des Temperatureffektes höher ausfallen als dies bei „normalen“ Temperaturen der Fall wäre. Umgekehrtes gilt bei besonders warmen Jahren. Der damit verbundene niedrigere Energieverbrauch ist dann nicht mit Energieeinsparmaßnahmen zu begründen, sondern ist allein auf diesen Temperatureffekt zurückzuführen. In manchen Jahren hat die Beachtung dieses Effektes dazu geführt, dass sich die statistisch ermittelten (unbereinigten) CO₂-Emissionen erhöht haben, temperaturbereinigt aber gesunken sind. Beispielsweise stiegen die unbereinigten CO₂-Emissionen in dem besonders kalten Jahr 1996 gegenüber dem Vorjahr um 3,3 %, waren aber temperaturbereinigt um 0,3 % niedriger.

Vom Temperatureinfluss sind vor allem die privaten Haushalte wie der Bereich Gewerbe, Handel, Dienstleistungen betroffen. Dies wird auch an den Angaben in Tabelle 7-2 deutlich, wonach die temperaturbereinigten CO₂-Emissionen in der Periode 2000-2002 immerhin um 15 Mio. t höher waren als die unbereinigten Emissionen, wovon alleine 13 Mio. t auf diese beiden Sektoren entfielen. Das bedeutet aber auch, dass – gemessen an den temperaturbereinigten Werten in der Basisperiode – die CO₂-Emissionen bis zur ersten Handelsperiode 2005-2007 um 27 Mio. t p.a. und nicht – wie bei dem Vergleich mit den unbereinigten Werten – nur um 12 Mio. t p.a. zu reduzieren sein werden.

Methodisch werden die Temperatureffekte in der Weise berücksichtigt, dass zunächst zwischen dem temperaturabhängigen und dem nicht temperaturabhängigen Primärenergieverbrauch – und zwar nach Primärenergieträgern differenziert – unterschieden wird. Zur Bereinigung des temperaturabhängigen Teils des Energieverbrauchs wird dann das Verhältnis der Gradtagzahlen im jeweiligen Jahr zu den Gradtagzahlen im langjährigen Mittel herangezogen, wobei die Gradtagzahlen definiert sind als Summe über die Differenzen zwischen einer festgelegten Raumtemperatur (20 °C) und dem Tagesmittel der Lufttemperatur der Heiztage (Tage, an denen die Lufttemperatur unter der so genannten Heizgrenztemperatur von 15 °C liegt).

7.2.1 Die Allokations-Varianten

Von wesentlicher Bedeutung sind die Kriterien, nach denen die Allokation auf der Makroebene vorgenommen werden soll. Nach der EU-Richtlinie kommt es bei der Allokation der Emission vor allem auf Objektivität und Transparenz sowie auf eine Orientierung an der Minimierung der gesamtwirtschaftlichen Kosten an. Eine kostenminimale sektorale Allokation verlangt eine Zuweisung von Emissionszielen derart, dass die Kosten der Zielerfüllung für die letzte Maßnahme der Emissionsvermeidung („Grenzvermeidungskosten“) für alle Sektoren gleich sind. Methodisch können hierzu kostenoptimierende Energiesystemmodelle herange-

zogen werden. Weitere relevante Kriterien sind die technische und politische Umsetzbarkeit sowie schließlich die Praktikabilität und Akzeptanz.

In einem ersten Schritt sah die Vorgabe des Auftraggebers vor, dass bei der Festlegung des Emissionsbudgets für die Gesamtheit der Emissionshandels-Sektoren die Vereinbarung zwischen der Regierung der Bundesrepublik Deutschland und der deutschen Wirtschaft zur Minderung der CO₂-Emissionen und der Förderung der Kraft-Wärme-Kopplung in Ergänzung zur Klimavereinbarung vom 9.11.2000 (KWK/SVE-Vereinbarung) zu berücksichtigen sei. Danach soll durch die Energiewirtschaft und die Industrie bis zum Jahr 2010 im Vergleich zu 1998 eine Emissionsreduktion von insgesamt bis zu 45 Mio. t CO₂ erreicht werden. Hierin sind allerdings auch Emissionen der nicht am Emissionshandel beteiligten Bereiche enthalten und entsprechend zu berücksichtigen.

Für die weiteren Überlegungen wird unterstellt, dass diese dem Emissionshandel nicht unterworfenen Emissionen rund 10 Mio. t ausmachen (vgl. hierzu als Exkurs weiter unten das Kapitel 7.2.2) und dann den entsprechenden Nicht-ET-Sektoren zugerechnet werden können, so dass ohne Berücksichtigung von Reserven für Neuemittenten sowie ohne Einbeziehung einer „Kernenergie-Ausstiegsreserve“

- a) die ET-Sektoren in diesem *Selbstverpflichtungs-Szenario* bis 2010 eine Minderung um 35 Mio. t CO₂ p.a. (2005-2007: 20 Mio. t CO₂ p.a.) im Vergleich zum Jahr 1998 übernehmen müssen.

Bezieht man sich nicht auf die Selbstverpflichtungserklärungen, so sind des Weiteren für die Berechnung des Gesamtbudgets folgende Alternativen zur Allokation auf der Makroebene denkbar:

- b) Gleichmäßige (proportionale) Verteilung der gegenüber 2000-2002 notwendigen Reduktion bis 2005-2007 bzw. 2008-2012 auf alle Emittenten, d.h. auf die ET-Sektoren wie auf die Nicht-ET-Sektoren (*Proportionalitäts-Szenario*). Dabei werden für die Basisperiode 2000-2002 einerseits die unbereinigten, andererseits die temperaturbereinigten Durchschnittswerte zugrunde gelegt. Dieses Szenario geht von der Überlegung gleicher relativer Lasten aller Sektoren unabhängig von den sektoral unterschiedlichen Reduktionspotenzialen.
- c) Festhalten der Emissionen in der Gesamtheit der Nicht-ET-Sektoren auf dem (nicht - temperaturbereinigten) Niveau im Durchschnitt der Jahre 2000-2002 (*Stabilisierungsszenario Nicht-ET-Sektor*). In diesem Szenario werden die Anpassungslasten im Wesentlichen von den Emissionshandelssektoren getragen.
- d) Festhalten der Emissionen in der Gesamtheit der ET-Sektoren auf dem (nicht - temperaturbereinigten) Niveau im Durchschnitt der Jahre 2000-2002 (*Stabilisierungsszenario ET-Sektor*). Umgekehrt zu dem vorstehend skizzierten Szenario werden hier die Anpassungslasten im Wesentlichen von den Nicht-Emissionshandelssektoren getragen.
- e) Festlegung des Emissionsbudgets auf der Basis von Optimierungsmodellen (*Kosteneffizienz-Szenario*), hierfür wurde das IKARUS-Modell und dessen Anwendung für das im Rahmen des Vorhabens „Politikszenerarien III beschriebene „Reduktions-

Szenario I“ zugrunde gelegt. Dieses Szenario geht von einer Kostenminimierungsstrategie im volkswirtschaftlichen Sinne aus – die Emissionsminderung wird danach dort vorgenommen, wo es gesamtwirtschaftlich am kostengünstigsten ist.

7.2.2 Exkurs zum Selbstverpflichtungs-Szenario: KWK-Vereinbarung vom 25. Juni 2001

Am 25. Juni 2001 paraphierten die Verbände der Wirtschaft sowie die Bundesregierung die „Vereinbarung zwischen der Regierung der Bundesrepublik Deutschland und der deutschen Wirtschaft zur Minderung der CO₂-Emissionen und der Förderung der Kraft-Wärme-Kopplung in Ergänzung zur Klimavereinbarung vom 9.11.2000“.

„Unter Bezugnahme und aufbauend auf dieser Vereinbarung besteht zwischen der Regierung der Bundesrepublik Deutschland und der unterzeichnenden Wirtschaft/Energiewirtschaft Einvernehmen, daß im Rahmen des nationalen Klimaschutzprogramms der Bundesregierung vom 18. Oktober 2000 (5. Bericht der interministeriellen Arbeitsgruppe „CO₂-Reduktion“) durch die Energiewirtschaft eine Emissionsreduktion von insgesamt bis zu 45 Mio. t CO₂/Jahr bis zum Jahr 2010 erreicht wird.

Dieser Beitrag soll durch Erhalt, Modernisierung und Zubau von Anlagen der Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) (einschließlich kleiner Blockheizkraftwerke (BHKW) und der Markteinführung von Brennstoffzellen) mit einem Minderungsziel (Basis 1998) von insgesamt möglichst 23 Mio. t CO₂/Jahr, jedenfalls nicht unter 20 Mio. t CO₂/Jahr in 2010 erreicht werden. Des weiteren soll eine CO₂-Minderung bis zu 25 Mio. t/Jahr in 2010 über andere Maßnahmen erfolgen, die in den die Selbstverpflichtung der Wirtschaft konkretisierenden Einzelerklärungen der Energiewirtschaftsverbände näher ausgeführt werden...

Die Unterzeichner unterstützen den Erhalt, die Modernisierung und den Zubau von Anlagen der KWK unter Berücksichtigung des anliegenden Maßnahmenpakets (Anlagen: KWK/ Nah- und Fernwärme/ BHKW und Brennstoffzellen sowie Förderung von BHKW-Anlagen bis zu 2 MW_{el} und Brennstoffzellen) und damit das Ziel, einen Minderungsbeitrag in einer Größenordnung von 10 Mio. t CO₂/Jahr bis 2005 (Zwischenziel) bzw. insgesamt möglichst 23 Mio. t CO₂/Jahr, jedenfalls nicht unter 20 Mio. t CO₂/Jahr bis 2010 zu erreichen.

Die Bundesregierung und die unterzeichnende Energiewirtschaft gehen ferner davon aus, daß sonstige CO₂-Minderungsmaßnahmen (Anlage: Sonstige CO₂-Minderungsmaßnahmen) die Emissionsvolumina im Jahre 2005 um 10 Mio. t CO₂/Jahr und bis zum Jahr 2010 um bis zu 25 Mio. t CO₂/Jahr senken. Bei diesen CO₂-Minderungen sind die infolge der Kernenergie-Verständigung möglichen CO₂-Emissionserhöhungen nicht berücksichtigt (siehe 5. Bericht der interministeriellen Arbeitsgruppe „CO₂-Reduktion“).

Insgesamt beinhaltet diese Vereinbarung damit ein Minderungsvolumen von 20 Mio. t CO₂ bis 2005 sowie mindestens 45 Mio. t CO₂ bis zum Jahr 2010. Andere Treibhausgase werden von der Vereinbarung nicht erfasst.

Eine Analyse der Vereinbarung zeigt zunächst, dass die Selbstverpflichtung sowohl Maßnahmen in Sektoren nennt, die vom Emissionshandel erfasst werden, als auch solche, die definitiv

nicht in den Geltungsbereich der Emissionshandelsrichtlinie fallen. Eine Quantifizierung dieser Anteile ist auf Grundlage des Vereinbarungstextes jedoch nicht möglich. Es existieren jedoch Dokumente, die im Vorlauf der Vereinbarung entstanden und in denen die Einzelbeiträge differenzierter dargestellt werden.

Tabelle 7-3 Quantitative Bewertung der Maßnahmen aus der KWK-Vereinbarung vom 25. Juni 2001 für den Zeithorizont 2010

| | | CO ₂ -Minderung | | ET-Sektor | Anmerkungen |
|---|--|----------------------------|-----------------|----------------|---|
| | | 2004/2005 | 2009/2010 | | |
| | | Mio t | | | |
| A Maßnahmen der Energiewirtschaft auf Basis des bestehenden Ordnungsrahmens | | | | | |
| A1 Neubau von Kraftwerken | | | | | |
| A1a BOA-1 Niederaussem* | | 2,5 | 2,5 | ja | |
| A1b BOA-2* | | - | 2,5 | ja | |
| A1c sonstige | | 0,5 | 0,5 | ja | |
| A2 Wirkungsgradsteigerungen | | ca.1,4 | ca. 1,7 | ja | |
| A3 Stilllegung und Umstrukturierung | | ca. 2,7 | 4,6 | ja | |
| A4 Beschleunigter Ausbau erneuerbarer Energien | | | | | |
| A4a Biomassekraftwerke und Biogasanlagen** | | 2,5 | 5,0 | ja | ggf. über zusätzliche Verdrängung fossiler Stromerzeugung |
| A4b Windkraftwerke** | | | | ja | |
| A4c Grubengaskraftwerke | | | | ja | |
| A4d Nutzung von Umgebungswärme über Wärmepumpe | | | | nein | |
| A4e Müllverbrennung | | | | ja | |
| A4f Einsatz von Ersatzbrennstoffen (z.B. Altholz, Klärschlamm)** | | | | ja | |
| A5 Bau neuer KWK-/GuD-Anlagen | | 2,5 | 9,0 | ja | |
| A6 Heizungs- und Warmwassertechnik | | | | | |
| A6a Neubauanschluss Erdgas | | 4,5 | 7,0 | nein | Unter der Annahme, dass diese Maßnahmen ganz überwiegend nicht in ET-Sektoren realisiert werden |
| A6b Umstellung auf Erdgas | | | | nein | |
| A6c Austausch NT- zu BW-Kessel | | | | nein | |
| B Maßnahmen mit Anschubfinanzierung | | | | | |
| B1 Erneuerungsprogramm bestehender, ineffizienter KWK-Anlagen | | 4,0 | 4,0 - 6,0 | ja | KWK-Gesetz |
| B2 Erhöhte Wärmeabgabe in Nah- und Fernwärmenetze | | 2,5 | 5,0 | ja | KWK-Gesetz |
| B3 Energieeffizienzkampagnen | | 1,0 | 2,0 | nein | |
| B4 Erdgasfahrzeuge/Brennstoffzelle | | 0,3 | 1,0 | nein | |
| C Additive internationale Maßnahmen | | | | | |
| C1 Joint Implementation | | k.A. | 5,0 | (derzeit) nein | ggf. nur unter der Voraussetzung, dass diese im ET-System anerkannt werden können |
| C2 Clean Development Mechanism | | | | | |
| Summe | | - | 49,6 - 51,6 | | |
| Summe ohne additive internationale Maßnahmen | | ca. 24,0 | 44,6 - 46,1 | | |
| Summe ET-relevant | | ca. 19,0 | ca. 34,6 - 36,6 | | |
| Anmerkungen: * Garzweiler-Klausel beachten: ** Klausel heutiger Ordnungsrahmen beachten | | | | | |

Quelle: RWE et al., Berechnungen und Schätzungen des Öko-Instituts

Eine wesentliche Grundlage für die Vereinbarung bildete das am 25. Januar 2001 von den Unternehmen RWE, HEW, VEAG, Ruhrgas, EnBW und E.ON vorgelegte "Aktionsprogramm Klimaschutz", mit dem Alternativen zum geplanten KWK-Zertifikatsmodell vorgeschlagen wurden und das eine detaillierte Maßnahmenliste enthält. Diese Maßnahmenliste vom 25. Ja-

nuar 2001 wurde im Zeitablauf noch weiter detailliert und präzisiert.⁵² Dieses Aktionsprogramm knüpft an die gemeinsamen Vorschläge der Gewerkschaft IGBCE und des NRW-Wirtschaftsministeriums vom November 2000 an.⁵³ Tabelle 7-3 gibt eine Übersicht über die vorgeschlagenen Maßnahmen.

Insgesamt ergibt sich bis zum Jahr 2010 ein Minderungsvolumen (Basis 1998) von knapp 50 bis 52 Mio. t CO₂, ohne die in den späteren Versionen des Aktionsprogramms Klimaschutz nicht mehr berücksichtigten internationalen Maßnahmen von 45 bis 46 Mio. t CO₂. In den Erläuterungen zum Aktionsprogramm Klimaschutz werden auch Zwischenziele für den Zeithorizont 2004/2005 dokumentiert. Hier beläuft sich die Summe der aufgeführten Maßnahmen auf insgesamt etwa 24 Mio. t CO₂.

Die Maßnahmen erstrecken sich über Handlungsfelder, die eindeutig vom Emissionshandel erfassten Sektoren zuzurechnen sind (A1-A4, A5, B1⁵⁴, B2) über solche, für die an einigen Stellen Abgrenzungsprobleme existieren (A4) bis hin zu Aktivitäten, die definitiv nicht relevant für den Emissionshandel sind (A6, C).⁵⁵

Werden diejenigen Maßnahmen berücksichtigt, die eindeutig den vom Emissionshandel erfassten Sektoren zuzurechnen sind (A4d, A6, B3, B4) so resultiert für 2005 ein Minderungsvolumen von ca. 19 Mio. t CO₂ sowie für 2010 eine Bandbreite von 35 bis 37 Mio. t CO₂.

Eine weitere Frage stellt sich hinsichtlich der Branchenabgrenzung der Minderungszusagen. Die unterzeichnenden Parteien der Vereinbarung erfassen auf der Industrieseite nicht nur die Verbände der öffentlichen Energieversorgung (ARE, VdV, VKU, BGW) sondern auch die anderen Industriebereiche (BDI, VIK).

Von den in den Bereich des Emissionshandels fallenden Bereichen sind einige Maßnahmen eindeutig der öffentlichen Stromversorgung zuzurechnen (A1, A2, A3, B1, B2). Keine eindeutige Zuordnung lässt sich für den Bereich der erneuerbaren Energien (A4a, A4b, A4c, A4e, A4f) treffen. Während einige Maßnahmen mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit eher der öffentlichen Energieversorgung zuzurechnen sind (A4b, A4e), können andere auch für die industrielle Stromversorgung zur Geltung kommen (A4a, A4c, A4f).

⁵² Die wesentlichen Dokumente hierfür sind RWE, HEW, VEAG, Ruhrgas, EnBW, E.ON: Aktionsprogramm Klimaschutz (Stand 25. Januar 2001) sowie RWE, HEW, VEAG, EnBW, Ruhrgas, E.ON: Aktionsprogramm Klimaschutz. Neue und zusätzliche Anstrengungen zur Klimavorsorge. Erläuterungen zum Konzept vom 26. Januar 2001.

⁵³ IGBCE, Wirtschaftsministerium NRW: „Vorsorgender Klimaschutz durch nachhaltige Effizienzsteigerung in allen Bereichen des Energiesystems“. November 2000.

⁵⁴ Hierzu könnte auch der im KWKG-Gesetz mit erfasste Ausbau von BHKW und Brennstoffzellen gezählt werden. Das diesbezügliche Volumen liegt jedoch mit unter 1 Mio. t CO₂ deutlich im Unschärfbereich.

⁵⁵ Die in der Tabelle erwähnte Klauseln lauten wie folgt:
Klausel zum Ausbau erneuerbarer Energiequellen: „Grundlage heutiger Ordnungsrahmen“
Garzweiler-Klausel: „An diese Verpflichtungen sehen wir uns unter der Voraussetzung gebunden, dass das Tagebauvorhaben GARZWEILER II im ersten Halbjahr 1995 genehmigt wird und die Wettbewerbsfähigkeit der inländischen Stromversorgung, insbesondere der Braunkohleverstromung, mittel- und langfristig erhalten bleibt. Wir bestätigen, dass eine Neuverhandlung der Verpflichtungen sowie eine Überprüfung der Genehmigung des Braunkohlenplans GARZWEILER II erfolgt, wenn die Planungsgrundlagen der oben genannten Maßnahmen sich in einem Umfang ändern, der eine wettbewerbsfähige Braunkohleverstromung so nachhaltig beeinflusst, dass die Verwirklichung von Teilen der Verpflichtungen gefährdet ist.“

Erhebliche Interpretationsunsicherheiten existieren hinsichtlich des Neubaus von KWK-/GuD-Anlagen. Ausweislich der KWK-Vereinbarung bzw. der Vorläufer-Dokumente handelt es sich zunächst eindeutig um Anlagen der industriellen Strom- und Wärmeversorgung. Diese sollen „für die eigene Strom- und Wärmeerzeugung der Unternehmen sowie im Rahmen von Contracting-Modellen errichtet“ werden, wären also teilweise der öffentlichen Stromversorgung (Contracting) und teilweise den jeweiligen Industriebranchen direkt zuzuordnen.

Für die Zuordnung der Minderungszusagen ergeben sich vor diesem Hintergrund die folgenden Schlussfolgerungen⁵⁶:

- Für den Zeithorizont 2005 sind ca. 13 Mio. t CO₂ p.a. und für den Zeithorizont 2010 etwa 21 bis 23 Mio. t CO₂ p.a. überwiegend der öffentlichen Energieversorgung zuzuordnen. Eine Unschärfe ergibt sich hierbei aus dem Umfang, in dem die Modernisierung der industriellen KWK-Stromerzeugung zur Emissionsminderung beitragen kann (B1).
- Für die industrielle Energiewirtschaft ergibt sich für 2005 ein jährliches Volumen von maximal 5 Mio. t CO₂ sowie von 14 Mio. t CO₂ bis 2010. Die Unschärfen ergeben sich dabei vor allem aus dem zukünftigen Anteil der öffentlichen Energiewirtschaft bei der Realisierung von Projekten im Bereich der erneuerbaren Energien sowie der industriellen Stromerzeugung.
- Unter Annahme plausibler Größenordnungen (überwiegende Umsetzung der Projekte bei erneuerbaren Energien und etwa hälftige Umsetzung der Projekte im Bereich der industriellen Stromerzeugung durch die Energieversorger) ergeben für die öffentliche Energieversorgung Minderungsbeiträge von bis zu 17 Mio. t CO₂ für 2005 sowie bis zu 30 Mio. t CO₂ für 2010. Für die Industrie folgen nach diesem Ansatz jährliche Minderungsbeiträge von ca. 2 Mio. t CO₂ bis 2005 sowie von ca. 5 Mio. t CO₂ bis 2010.

Im Ergebnis lässt sich aus der am 25. Juni 2001 paraphierten KWK-Vereinbarung eine Bandbreite der Minderungsbeiträge (Basis 1998) für die öffentliche Energieversorgung von 13 bis 17 Mio. t CO₂ p.a. bis 2005 sowie von 18 bis 30 Mio. t CO₂ p.a. für 2010 ermitteln. Für die anderen Industriesektoren verbleibt eine Bandbreite der Minderungsbeiträge von 2 bis 5 Mio. t CO₂ bis 2005 sowie 5 bis 14 Mio. t CO₂ bis 2010.

Insgesamt wird für das Selbstverpflichtungs-Szenario ein emissionshandelsrelevantes jährliches Minderungsvolumen von 20 Mio. t für 2005 und von 35 Mio. t für 2010 angenommen.

7.2.3 Ergebnisse der Allokationsszenarien ohne Reservevorhaltung

Im Ergebnis führen die vorgenannten Szenarien zu der in Tabelle 7-4 dargestellten Verteilung des maximalen Emissionsbudgets von 851 Mio. t CO₂/a für die Periode 2005-2007 sowie von 846 Mio. t CO₂/a in der Periode 2008-2012 auf die Emissionshandelssektoren (ET-Sektoren)

⁵⁶ Diese Angaben berücksichtigen bereits die Unsicherheiten aus der Förderung von kleinen BHKW und Brennstoffzellen nach dem KWK-Gesetz mit einem Volumen von insgesamt unter 1 Mio. t CO₂.

sowie auf diejenigen Sektoren, die nicht am Emissionshandel teilnehmen (Nicht-ET-Sektoren).

Nach dem am *Selbstverpflichtungs-Szenario*, insbesondere aber am *Kosteneffizienz-Szenario* orientierten Allokationssystem müssten die Emissionen in den ET-Sektoren deutlich sinken: Im Vergleich zur Basisperiode 2000-2002 wären hier die Emissionen bis zur Periode 2005-2007 um 17 Mio. t CO₂ p.a. oder um 3,4 % (Selbstverpflichtungs-Szenario) bzw. 35 Mio. t CO₂ p.a. oder um 7 % (Kosteneffizienz-Szenario) bis zur Periode 2008-2012 zu reduzieren. In der Gesamtheit der Nicht-ET-Sektoren könnte das Emissionsniveau gegenüber dem Ausgangsniveau 2000-2002 in diesen beiden Szenarien dagegen noch erhöht werden; im Selbstverpflichtungs-Szenario (Kosteneffizienz-Szenario) würde es bis 2005-2007 eine Steigerung um 5 Mio. t CO₂ p.a. oder um 1,4 % (23 Mio. t CO₂ p.a. oder um 6,5 %) und bis 2008-2012 eine solche um 15 Mio. t CO₂ p.a. oder um gut 4 % (69 Mio. t CO₂ p.a. oder um rund 19 %) bedeuten.

Diese Steigerungen relativieren sich allerdings etwas, wenn die temperaturbereinigten Emissionen im Durchschnitt der Jahre 2000-2002 zugrunde gelegt werden, die im Vergleich zu den unbereinigten Werten um rund 13 Mio. t CO₂ höher waren. In diesem Fall müssten im Selbstverpflichtungs-Szenario die CO₂-Emissionen in den Nicht-ET-Sektoren bis 2005-2007 um 8 Mio. t p.a. reduziert (!) werden, und in der Periode 2008-2012 würde der weiterhin mögliche Anstieg nur 2 Mio. t CO₂ p.a. betragen; im Kosteneffizienz-Szenario würde sich die Emissionssteigerung bis 2005-2007 auf 10 Mio. t CO₂ p.a. und bis 2008-2012 auf 56 Mio. t CO₂ p.a. vermindern.

Annahmegemäß würden im *Proportionalitäts-Szenario* die ET- wie die Nicht-ET-Sektoren ihre Emissionen in gleichem Maße reduzieren müssen, und zwar gegenüber den (unbereinigten) Werten im Jahresdurchschnitt 2000-2002 um 1,4 % bis 2005-2007 und um 2 % bis 2008/2012. Für die ET-Sektoren würde dies bis 2005-2007 (2008-2012) eine absolute Emissionsreduktion um 7 Mio. t CO₂ p.a. (10 Mio. t CO₂ p.a.) bedeuten; für die Nicht-ET-Sektoren wäre es eine Minderung um 5 Mio. t CO₂ p.a. (7 Mio. t CO₂ p.a.) gegenüber den unbereinigten Werten der Basisperiode und von 18 Mio. t CO₂ p.a. (20 Mio. t CO₂ p.a.) im Vergleich zu den temperaturbereinigten Ausgangswerten.

Tabelle 7-4 *Verteilung des CO₂-Emissionsbudgets für die Perioden
2005-2007 und 2008-2012 nach unterschiedlichen Szenarien*

| | Energie- sektor (E) | Indu- strie ¹⁾ (I) | Emissions- budgets für E+I | GHD | Ver- kehr | Haus- halte | Summe andere Sektoren | Gesamt |
|--|--|-------------------------------------|----------------------------------|-----------------|--------------|----------------|-----------------------------|--------|
| | | | | andere Sektoren | | | | |
| | in Millionen Tonnen CO ₂ pro Jahr | | | | | | | |
| Basisjahr 1990 | 439 | 197 | 636 | 91 | 159 | 129 | 378 | 1014 |
| 1998 | 365 | 143 | 508 | 66 | 176 | 131 | 373 | 881 |
| Durchschnitt 2000-2002* | 368 | 137 | 505 | 61 | 175 | 122 | 358 | 863 |
| Durchschnitt 2000-2002* (temp.-ber.) | 368 | 138 | 507 | 64 | 175 | 132 | 371 | 878 |
| Varianten der Verteilung für 2005-2007 ²⁾ | | | | | | | | |
| Selbstverpflichtungs-Szenario | keine weitere Differenzierung vorgesehen | | 488 | 62 | 171 | 129 | 363 | 851 |
| Proportionalitäts-Szenario | | | 498 | 61 | 167 | 126 | 353 | 851 |
| Proportionalitäts-Szenario (temp.-ber.) | | | 491 | 62 | 170 | 128 | 360 | 851 |
| Stabilisierungs-Szenario Nicht-ET-Sektor | | | 493 | 61 | 175 | 122 | 358 | 851 |
| Stabilisierungs-Szenario ET-Sektor | | | 505 | 60 | 163 | 123 | 346 | 851 |
| Kosteneffizienz-Szenario ³⁾ | | | 470 | 64 | 187 | 130 | 381 | 851 |
| Varianten der Verteilung für 2008-2012 ²⁾ | | | | | | | | |
| Selbstverpflichtungs-Szenario | keine weitere Differenzierung vorgesehen | | 473 | 64 | 176 | 133 | 373 | 846 |
| Proportionalitäts-Szenario | | | 495 | 60 | 166 | 125 | 351 | 846 |
| Proportionalitäts-Szenario (temp.-ber.) | | | 488 | 62 | 169 | 127 | 358 | 846 |
| Stabilisierungs-Szenario Nicht-ET-Sektor | | | 488 | 61 | 175 | 122 | 358 | 846 |
| Stabilisierungs-Szenario ET-Sektor | | | 505 | 59 | 161 | 121 | 341 | 846 |
| Kosteneffizienz-Szenario ³⁾ | | | 418 | 72 | 210 | 146 | 428 | 846 |
| *) Vorläufige Angaben. | | | | | | | | |
| 1) Einschließlich prozessbedingte Emissionen.- 2) Struktur innerhalb der Nicht-ET-Sektoren nach der (temperaturbereinigten) Struktur 2000-2002.- | | | | | | | | |
| 3) Nach Ergebnissen des Reduktionsszenarios I der UBA-Studie "Politiksznarien für den Klimaschutz III" (für 2005-2007 interpoliert). | | | | | | | | |

Quellen: *Umweltbundesamt, Nationales Emissionsinventar 2003; CO₂-Emissionen für 2000 bis 2002 sowie sektorale Aufteilung nach Berechnungen des DIW Berlin; UBA-Vorhaben „Politiksznarien für den Klimaschutz III“.*

Im *Stabilisierungs-Szenario Nicht-ET-Sektor* würde das Emissionsbudget für die ET-Sektoren in der Periode 2005-2007 um 12 Mio. t CO₂ p.a. und in der Periode 2008-2012 um 17 Mio. t CO₂ p.a. niedriger ausfallen als im Durchschnitt 2000/2002. Legt man auch hier die temperaturbereinigten Werte für die Nicht-ET-Sektoren zu Grunde, dann würde sich die notwendige Reduktion für die ET-Sektoren bis zur Periode 2005-2007 auf 27 Mio. t CO₂ p.a. bzw. bis 2008-2012 auf 32 Mio. t CO₂ p.a. belaufen.

Im *Stabilisierungs-Szenario ET-Sektor* würde das Emissionsbudget für die ET-Sektoren in beiden Handelsperioden auf dem Niveau von 2000-2002 bleiben, während das der Nicht-ET-Sektoren in der Periode 2005-2007 um 12 Mio. t CO₂ p.a. (temperaturbereinigt um 25 Mio. t CO₂ p.a.) und in der Periode 2008-2012 um 17 Mio. t CO₂ p.a. (temperaturbereinigt um 30 Mio. t CO₂ p.a.) niedriger ausfallen als im Durchschnitt 2000-2002.

Bei einer Bewertung dieser Ergebnisse ist nicht zu übersehen, dass nach den gesamtwirtschaftlichen Optimierungsrechnungen in den ET-Sektoren die weitaus kosteneffizienteren

Emissionsminderungsmöglichkeiten als in den Nicht-ET-Sektoren bestehen. Selbst die Ergebnisse für das Selbstverpflichtungs-Szenario sind im Vergleich dazu weit weniger ambitioniert.

Über alle Varianten betrachtet, ergeben sich die in Abbildung 7-1 aufgezeigten Veränderungen der CO₂-Emissionen für die ET-Sektoren wie für die Nicht-ET-Sektoren bis zu den beiden Handelsperioden 2005-2007 bzw. 2008-2012 im Vergleich zu den temperaturbereinigten Ausgangswerten im Durchschnitt der Jahre 2000-2002. Danach zeigt sich, dass der Umfang der notwendigen Emissionsminderungen im Selbstverpflichtungs- wie im Kosteneffizienz-Szenario sowohl absolut als auch relativ besonders bei den Emissionshandelssektoren zu Buche schlägt. In allen übrigen Varianten wären die Nicht-Emissionshandelssektoren stärker oder (wie im – temperaturbereinigten – Proportionalitäts-Szenario) gleich stark betroffen wie die Emissionshandelssektoren.

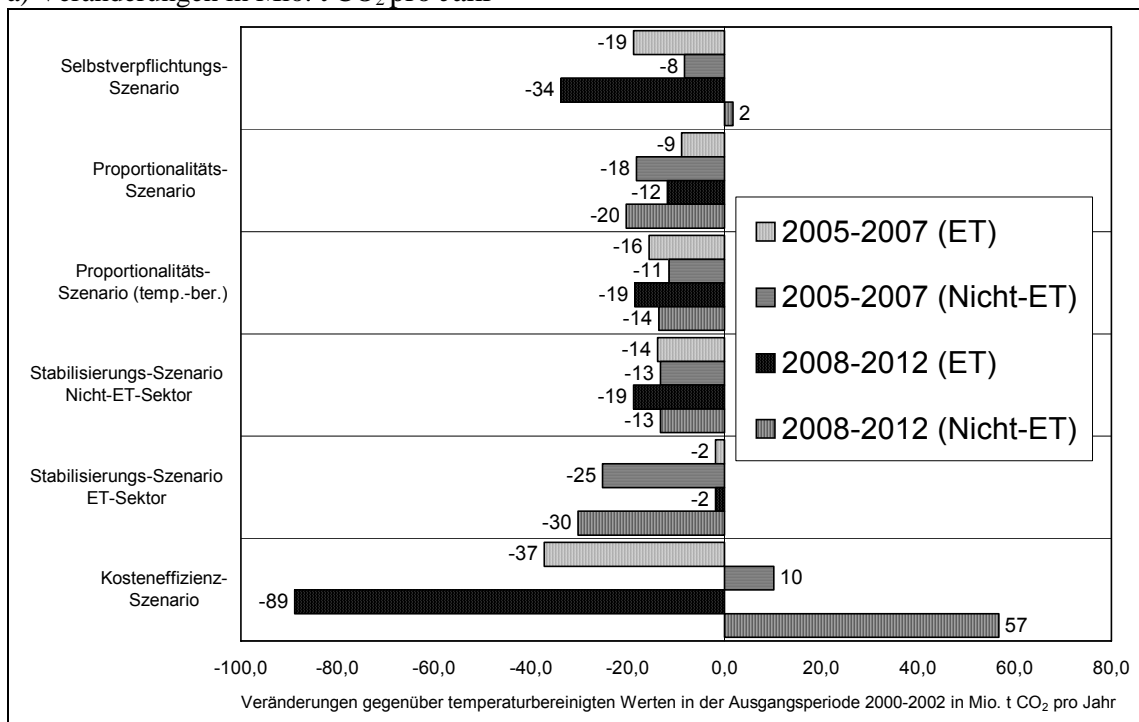
Von Interesse ist noch ein Vergleich der vorgegebenen Emissionsbudgets mit den ohne weitere politische Maßnahmen erwarteten Emissionen in den Emissionshandels- bzw. der Nicht-Emissionshandelssektoren (Tabelle 7-5). Legt man dafür eine Emissionsentwicklung zugrunde wie im UBA/BMU-Vorhaben „Politiksznarien für den Klimaschutz – Politiksznarien I-II“, so kann für 2010 mit CO₂-Emissionen in Höhe von 860 Mio. t CO₂ und – interpolierend – für 2005 mit solchen von 861 Mio. t CO₂ gerechnet werden. Gegenüber dieser „Baseline“ wäre das CO₂-Emissionsbudget für die erste Handelsperiode mit 851 Mio. t CO₂ um 10 Mio. t CO₂ oder um 1,2 % und dasjenige für die zweite Handelsperiode mit 846 Mio. t CO₂ um 14 Mio. t CO₂ oder um 1,7 % niedriger.

Je nach Variante und Sektor zeigen sich deutliche Unterschiede:

- In der ersten Handelsperiode ergeben sich für die Emissionshandelssektoren mit Ausnahme des (unbereinigten) Proportionalitäts-Szenarios und des Stabilisierungs-Szenarios ET-Sektoren - mehr oder weniger ausgeprägt – niedrigere Emissionsbudgets als es der Baseline entsprechen würde; für die Nicht-Emissionshandelssektoren gilt dies für alle Szenarien mit Ausnahme des Kosteneffizienz-Szenarios.
- In der zweiten Handelsperiode müssten die Emissionen in den Handelssektoren im Kosteneffizienz-Szenario und im Selbstverpflichtungs-Szenario im Vergleich zur Baseline stärker reduziert werden; die Ergebnisse für das Proportionalitäts-Szenario (temperaturbereinigt) und des Stabilisierungs-Szenarios Nicht-ET-Sektoren entsprechend der Baseline. Bei den Nicht-Handelssektoren sind die Emissionsbudgets im Kosteneffizienz-Szenario wesentlich und im Selbstverpflichtungs-Szenario geringfügig höher als in der Baseline.

Abbildung 7-1 Veränderungen der CO₂-Emissionen bis zu den Handelsperioden 2005-2007 und 2008-2012 gegenüber den temperaturbereinigten Werten 2000-2002 in den ET- und Nicht-ET-Sektoren

a) Veränderungen in Mio. t CO₂ pro Jahr



b) Veränderungen in %

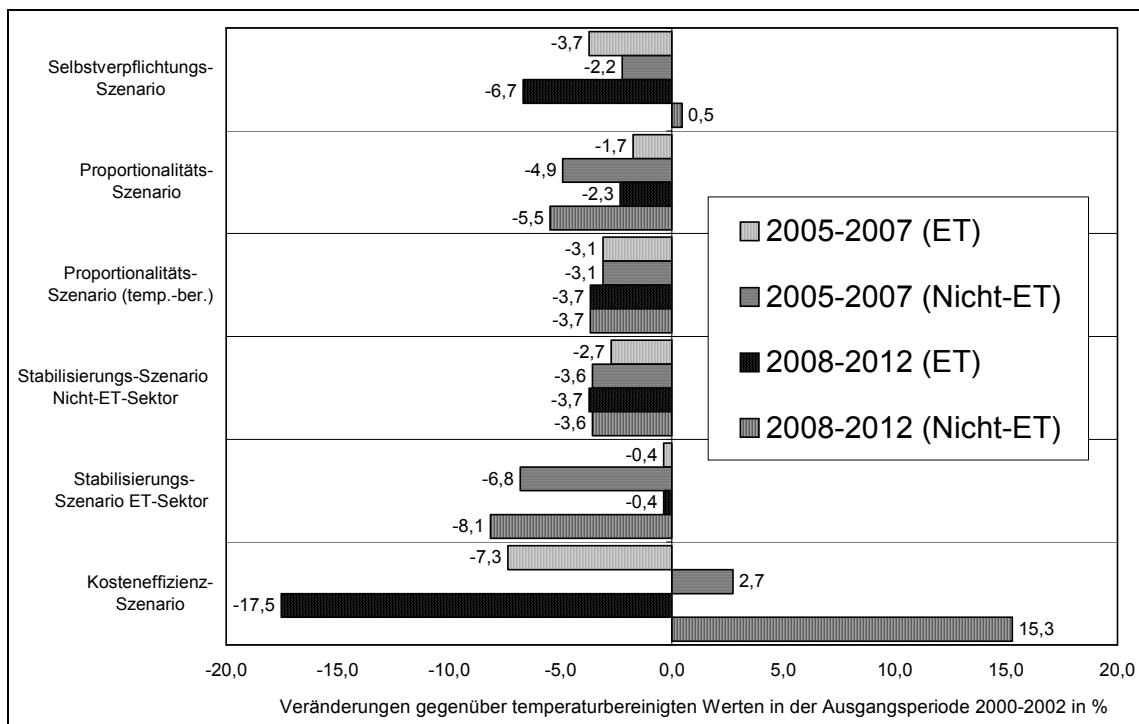


Tabelle 7-5 Emissionsbudgets und Baselines für 2005-2007 sowie 2008-2012
nach Emissionshandels- und Nicht-Emissionshandelssektoren

| | Emissions- handels- sektoren | Nicht- Emissions- handels- sektoren | Sektoren insgesamt | Emissions- handels- sektoren | Nicht- Emissions- handels- sektoren | Sektoren insgesamt |
|---|------------------------------------|--|-----------------------|------------------------------------|--|-----------------------|
| | Mio. t CO ₂ pro Jahr | | | | | |
| | Verteilung 2005-2007 | | | Abweichungen von der Baseline | | |
| Selbstverpflichtungs-Szenario | 488 | 363 | 851 | -7 | -3 | -10 |
| Proportionalitäts-Szenario | 498 | 353 | 851 | 3 | -13 | -10 |
| Proportionalitäts-Szenario (temperaturbereinigt) | 491 | 360 | 851 | -4 | -6 | -10 |
| Stabilisierungs-Szenario Nicht-ET-Sektor | 493 | 358 | 851 | -2 | -8 | -10 |
| Stabilisierungs-Szenario ET-Sektor | 505 | 346 | 851 | 10 | -20 | -10 |
| Kosteneffizienz-Szenario | 470 | 381 | 851 | -25 | 15 | -10 |
| Baseline für 2005 | 495 | 366 | 861 | | | |
| | Verteilung 2008-2012 | | | Abweichungen von der Baseline | | |
| Selbstverpflichtungs-Szenario | 473 | 373 | 846 | -15 | 1 | -14 |
| Proportionalitäts-Szenario | 495 | 351 | 846 | 7 | -21 | -14 |
| Proportionalitäts-Szenario (temperaturbereinigt) | 488 | 358 | 846 | 0 | -14 | -14 |
| Stabilisierungs-Szenario Nicht-ET-Sektor | 488 | 358 | 846 | 0 | -14 | -14 |
| Stabilisierungs-Szenario ET-Sektor | 505 | 341 | 846 | 17 | -31 | -14 |
| Kosteneffizienz-Szenario | 418 | 428 | 846 | -70 | 56 | -14 |
| Baseline für 2010 | 488 | 372 | 860 | | | |

Quelle: Prognose ohne zusätzliche Maßnahmen (Baseline) nach UBA-Vorhaben
„Politiksznarien für den Klimaschutz III“

7.2.4 Allokationsvarianten mit Neuemittentenreserve

Die bisherigen Überlegungen haben die Notwendigkeit, für Neuemittenten Reserven vorzuhalten, noch nicht berücksichtigt. Die kostenlose Ausstattung von Neuemittenten erfordert aber die Einrichtung eines Reservefonds. Hierfür müssen die entsprechenden Zertifikatsmengen aus dem gesamten Emissionsvolumen für das ET-Segment in den Reservefonds überführt werden. Das bedeutet, dass den Bestandsanlagen entsprechend weniger Emissionsrechte zugeteilt werden. Dies folgt notwendig aus der Zuweisung eines definierten Emissionsrahmens für das ET-Segment (Mengenbeschränkung).

Zu Abschätzung der Neuemittentenreserve wird methodisch so vorgegangen, dass die (bisher) bekannten Kraftwerksprojekte zusammengestellt werden und auf dieser Basis eine Hochrechnung für die verbleibenden Sektoren erfolgt. Hierzu wird in grober Näherung ein Aufschlag von 30 % auf die Neubauprojekte im Stromsektor angesetzt.

7.2.4.1 Neuemittentenreserve für die Verpflichtungsperiode 2005-2007

Im Verlauf des Jahres 2005 werden die nach KWKG modernisierten Kraftwerke in Betrieb genommen. Dies sind im Bereich der öffentlichen Fernwärmerversorgung rund 1.800 MW. Darüber hinaus sind industrielle KWK-Neubauprojekte mit einer Leistung von 500 MW bekannt.

Weiterhin wurde unterstellt, dass im Jahr 2006 (wahrscheinlich) die GuD-Neubauprojekte Lubmin und Hürth in Betrieb genommen werden (um die Begünstigung der Erdgassteuerregelung zu erhalten, müssen sie bis dahin auch in Betrieb genommen werden). Beim Projekt Hürth (InterGen) geht es um eine Leistung von 800 MW und bei dem Projekt Lubmin (Concorde Power) um eine solche von 1.200 MW.

Bei einer angenommenen Jahresausnutzung von 4 500 h/a für die KWK-Projekte und 5 500 h/a für die GuD-Projekte lässt sich eine Gesamtemission von 8,5 Mio. t CO₂ abschätzen. Unter Berücksichtigung der verschiedenen Inbetriebnahmezeitpunkte (2005 bzw. 2006) ergibt eine grobe Abschätzung für den Mittelwert der Periode 2005-2007 eine Emission von 5,8 Mio. t CO₂. Davon ist etwa die Hälfte „echten“ Newcomern zuzuordnen (InterGen, Concorde Power, industrielle KWK), und wäre für den Reservefond unabhängig von der Stilllegungs-/Neuemittentenregelung einzustellen.

Unter Berücksichtigung des Aufschlages für die Nicht-Strom-Projekte ergibt sich ein Gesamtvolumen von 7,5 Mio. t CO₂. Dieser Wert ist weitgehend unabhängig von der Ermittlung der Emissionsrechte für die Neuemittenten, da es sich ganz überwiegend um erdgasgefeuerte GuD-Anlagen handeln dürfte (BAT-Standard). Als unterster Wert ist für den Reservefond in der Periode 2005-2007 in jedem Fall ein Emissionsvolumen von 4,5 Mio. t CO₂ anzusetzen.

7.2.4.2 Neuemittentenreserve für die Verpflichtungsperiode 2008-2012

Obwohl nicht Gegenstand des nach der EU-Richtlinie zunächst ausschließlich für die Handelsperiode 2005-2007 aufzustellenden Nationalen Allokationsplanes sollen im Folgenden erste Vorüberlegungen über den Umfang einer möglichen Neuemittentenreserve in der Periode 2008-2012 angestellt werden.

So sind frühestens für das Jahr 2008 zwei weitere BoA-Braunkohlenblöcke von insgesamt 2 000 MW angekündigt worden. Zusätzlich kann eine Neuerrichtung von weiteren Erdgas-(Heiz-) Kraftwerken mit einer Leistung von weiteren 2 000 MW angenommen werden. Bei einer unterstellten Jahresausnutzung von 6 500 h/a für die BoA-Projekte und 5 500 h/a für die GuD-Projekte lässt sich eine Gesamtemission von 16,3 Mio. t CO₂ errechnen. Unter Berücksichtigung der verschiedenen Inbetriebnahmezeitpunkte (2008 bzw. später) ergibt eine grobe Abschätzung für den Mittelwert der Periode 2008-2012 eine Emission von 11,9 Mio. t CO₂. Davon sollten etwa 3 Mio. t CO₂ auf „echte“ Neuemittenten ohne Übertragungsmöglichkeiten entfallen. Es soll jedoch auch darauf hingewiesen werden, dass für die BoA-Projekte ein Parallelbetrieb von Alt- und Neuanlagen von 2 bis 3 Jahren angegeben wird, so dass eine Übertragung von Emissionsrechten für diesen Fall nicht angenommen werden kann.

Unter Berücksichtigung des Aufschlages für die Nicht-Strom-Projekte ergibt sich ein Gesamtvolumen von 15,4 Mio. t CO₂. Die Neuemittentenreserve könnte jedoch deutlich geringer ausfallen, falls ein einheitlicher BAT-Benchmark (Erdgas-GuD) für die Ausstattung der Neuanlagen herangezogen werden kann. In diesem Fall würde sich die Neuemittentenreserve insgesamt auf 7,3 Mio. t CO₂ für die Periode 2008-2012 reduzieren.

7.2.4.3 Erste Schlussfolgerungen

Die groben Näherungsrechnungen zeigen, dass das Volumen der Reservefonds signifikant von folgenden Annahmen abhängt:

1. Kenntnisstand über geplante Projekte
2. konkrete Inbetriebnahmezeiträume (Verschiebung von einem Jahr kann signifikante Veränderungen nach sich ziehen)
3. Ausstattungsregel für Neuemittenten - „bedarfsorientiert“ oder ambitionierter Benchmark (GuD)
4. Annahmen zur (Wirksam- bzw. Unterlaufbarkeit) Übertragungsregelung für Emissionsrechte von Alt- auf Neuanlagen

Während der Datenstand zu (1) durch entsprechende Befragungen verbessert werden kann, werden die Unsicherheiten nach (2) bestehen bleiben. Für jegliche Abschätzung des Reservefonds ist eine Definition nach (3) unabdingbar. Die quantitative Bewertung der Unsicherheiten nach (4) bleibt mit einem Höchstmaß an Unsicherheiten verbunden. Hier wird nur eine sehr konservative Schätzung angesetzt werden können.

Für die Periode 2005-2007 lässt sich die Festlegung einer Neuemittentenreserve von insgesamt 9 Mio. t CO₂, also 3 Mio. t CO₂ pro Jahr, vertreten. Für die Periode 2008-2012 kann eine endgültige Festlegung erst im Rahmen des dafür bis zum Juni 2006 vorzulegenden Nationalen Allokationsplanes auf der Grundlage der dann aktuelleren Informationen vorgenommen werden.

7.2.4.4 Ergebnisse der Allokation mit Reservevorhaltung

Unter der Voraussetzung eines Reservevolumens für Neuemittenten von 9 Mio. t CO₂ für die Periode 2005-2007 und (vorläufig) von 15 Mio. t CO₂ für die Periode 2008-2012 – also jeweils rund 3 Mio. t CO₂ pro Jahr - sowie unter Beibehaltung der zuvor skizzierten Allokationsvarianten und der Anlastung bei den ET-Sektoren ergibt sich das in Tabelle 7-6 ausgewiesene absolute Emissionsbudget für die „Bestandsanlagen“ in den beiden Handelsperioden. Für die Nicht-ET-Sektoren sind die Ergebnisse dieser Betrachtung mit dem weiter oben skizzierten Fall ohne Reservefonds identisch.

Unter Einschluss der Neuemittenten-Reserve müssten demnach die an die Bestandsanlagen auszuteilenden Zertifikate jeweils um 3 Mio. t CO₂ gemindert werden, so dass sich die Emissionsbudgets in der Periode 2005-2007 je nach Variante in einer Bandbreite von 467 Mio. t CO₂ p.a. (Kosteneffizienz-Szenario) und 502 Mio. t CO₂ p.a. (Stabilisierungs-Szenario ET-

Sektor) bewegen; in der zweiten Periode 2008-2012 erstrecken sich die Emissionsbudgets für die Emissionshandelssektoren entsprechend von 415 bis 502 Mio. t CO₂ p.a.

Zu beachten ist, dass es sich hier nur um die Zuteilung an die anfänglich existierenden Anlagen im ET-Segment handelt; für Neuemittenten kommen dann die unterstellten Reservefonds wiederum vollständig dem ET-Sektor zugute.

Tabelle 7-6 Emissionsbudgets für 2005-2007 sowie 2008-2012 ohne und mit Berücksichtigung der Neuemittentenreserve

| | Emissionshandelssektor | | Summe Nicht-Emissionshandels-sektoren |
|--|-------------------------------|--|---------------------------------------|
| | Emissionsbudget ohne Reserven | Emissionsbudget für Bestandsanlagen mit Reserven | |
| Basisjahr 1990 | 636 | 636 | 378 |
| Durchschnitt 2000-2002 | 505 | 505 | 358 |
| Durchschnitt 2000-2002 (/temp.-ber.) | 507 | 507 | 371 |
| | Verteilung 2005-2007 | | |
| Selbstverpflichtungs-Szenario | 488 | 485 | 363 |
| Proportionalitäts-Szenario | 498 | 495 | 353 |
| Proportionalitäts-Szenario (temp.-ber.) | 491 | 488 | 360 |
| Stabilisierungs-Szenario Nicht-ET-Sektor | 493 | 490 | 358 |
| Stabilisierungs-Szenario ET-Sektor | 505 | 502 | 371 |
| Kosteneffizienz-Szenario | 470 | 467 | 381 |
| | Verteilung 2008-2012 | | |
| Selbstverpflichtungs-Szenario | 473 | 470 | 373 |
| Proportionalitäts-Szenario | 495 | 492 | 351 |
| Proportionalitäts-Szenario (temp.-ber.) | 488 | 485 | 358 |
| Stabilisierungs-Szenario Nicht-ET-Sektor | 488 | 485 | 358 |
| Stabilisierungs-Szenario ET-Sektor | 505 | 502 | 371 |
| Kosteneffizienz-Szenario | 418 | 415 | 427 |

7.2.5 Das Mengengerüst auf der Makroebene unter Berücksichtigung einer „Kernenergie-Ausstiegsreserve“ (Öko-Institut)

Mit der „Vereinbarung zwischen der Bundesregierung und den Energieversorgungsunternehmen“ vom 14. Juni 2000 sowie der am 27. April 2002 in Kraft getretenen Novelle des Atomgesetzes wurde die geordnete Beendigung der Nutzung der Kernenergie zur gewerblichen Erzeugung von Elektrizität geregelt. In der KWK-Vereinbarung wurde das Thema damit verbundener möglicher CO₂-Emissionserhöhungen wie folgt angesprochen: „Bei diesen CO₂-Minderungen sind die infolge der Kernenergie-Verständigung möglichen CO₂-Emissionserhöhungen nicht berücksichtigt (siehe 5. Bericht der interministeriellen Arbeitsgruppe „CO₂-Reduktion“).“ Eine konkrete Verabredung zur Behandlung der resultierenden CO₂-Effekte wurde jedoch nicht getroffen.

Es sei schon vorab erwähnt, dass die etwaige Berücksichtigung ausstiegsbedingter Mehremissionen nur im Kontext mit der oben genannten Selbstverpflichtungsvereinbarung gesehen werden kann, so dass sich deren Einbeziehung im Grunde auf das Selbstverpflichtungs-Szenario beschränken kann. Die weiteren, oben diskutierten Verteilungsvarianten bleiben insoweit auch von dieser Frage unberührt.

Es waren daher folgende Fragen zu klären:

1. Welche nuklearen Stromerzeugungskapazitäten gehen in den beiden Handelsperioden 2005-2007 und 2008-2012 vom Netz?
2. Welche Ersatzanlagen werden voraussichtlich die dadurch ausfallende Stromproduktion zusätzlich übernehmen?
3. Welche CO₂-Effekte sind zu erwarten?
4. Wie sollen diese bei der Aufteilung des nationalen CO₂-Budgets auf die Makrosektoren berücksichtigt werden?

Unter Berücksichtigung der im Einzelnen diskutierten Antworten auf diese Fragen wurden folgende quantitative Festlegungen vorgeschlagen:

Periode 2005-2007

Für die Periode 2005-2007 wird von der Stilllegung der KKW Stade (am 14. November 2003 geschehen) und Obrigheim (im Mai 2005) ausgegangen. Durch die sicherheitsbedingte Nachrüstung des KKW Biblis A und die dadurch verursachten mehrmaligen Stillstände verschiebt sich die Stilllegung dieses Kraftwerks in die Periode 2008-2012.

Die Stilllegung des KKW Stade soll ausweislich der Stilllegungsankündigung am 9. Oktober 2000 sowie wiederholter Unternehmenserklärungen unabhängig von der o.g. Vereinbarung aus rein betriebswirtschaftlichen Rentabilitätsüberlegungen erfolgt sein. Es kann dahingestellt bleiben, ob diese Erklärungen zutreffen. Eine die Stromwirtschaft begünstigende Berücksichtigung der CO₂-Effekte ist war nach diesen Erklärungen nach Auffassung des Projektteams jedenfalls nichtkaum mehr begründbar.

Die Betreiberin des KKW Obrigheim hat über einen öffentlich rechtlichen Vertrag mit der Bundesregierung die Übertragung einer Reststrommenge von 5,5 TWh vom KKW Philippsburg 1 auf das KKW Obrigheim vereinbart. Damit ist der Anlagenbetrieb bis Mai 2005 möglich.

In der Periode 2005-2007 ist unter der Annahme einer ausschließlichen Anrechenbarkeit der Stilllegung von Obrigheim im Ergebnis eine kumulierte Nettostromerzeugung von insgesamt ca. 7,4 TWh (bzw. rund 2,5 TWh p.a.) in der Handelsperiode durch andere Stromerzeugungskapazitäten zu ersetzen.⁵⁷

Bei der emissionsseitigen Bewertung der anderweitig notwendigen Stromerzeugung ist zunächst zu berücksichtigen, dass für den Zeitraum ab 2004 eine Reihe von KKW-Betreibern

⁵⁷ Dieser Wert ergibt sich aus einer ausfallenden durchschnittlichen Jahresproduktion des KKW Obrigheim von gut 2,7 TWh für die Jahre 2006 und 2007 und dem anteiligen Produktionsausfall für das Jahr 2005.

Anträge auf Leistungserhöhungen ihrer Anlagen gestellt haben. Nach konservativer Schätzung kann für die Periode 2005-2007 durch Leistungserhöhungen vorhandener Kernkraftwerke eine zusätzliche Stromerzeugung von (mindestens) 4,7 TWh erwartet werden.

Des Weiteren ist zu berücksichtigen, dass die Bundesregierung durch die Förderung der erneuerbaren Energien insbesondere über das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) für einen massiven Ausbau CO₂-freier Energieerzeugungskapazitäten gesorgt hat. Es sei hier nur darauf hingewiesen, dass dieser Tatbestand bei der Festlegung des Emissionsbudgets für die Emissionshandelssektoren in dem am 31. März 2004 verabschiedeten Nationalen Allokationsplan weitgehend nicht berücksichtigt worden ist.

Nach Einschätzung des Projektteams, die dem BMU im November 2003 und im Januar 2004 zur Kenntnis gegeben wurden (Öko-Institut 2003+2004), fallen die Mehremissionen durch die Beendigung der Kernenergienutzung für die Periode 2005-2007 nicht ins Gewicht und sollten auch angesichts der verbleibenden Unsicherheiten (z.B. bei den Leistungserhöhungen) nicht in Ansatz gebracht werden. Unter diesen Voraussetzungen würden sich die weiter oben dargestellten Emissionsbudgets für die erste Handelsperiode nicht verändern.

Periode 2008-2012

Das Atomgesetz erlaubt den Betreibern von Kernkraftwerken die zustimmungsfreie Übertragung von Reststrommengen von älteren auf jüngere Kraftwerke, sowie im Falle der kompletten Stilllegung einer jüngeren Anlage auch auf ältere Kraftwerke. Zurzeit haben die Betreiber Reststrommengen stillgelegter Anlagen in Höhe von 112 TWh (107,3 TWh vom KKW Mülheim-Kärlich und ca. 4,7 TWh vom KKW Stade) noch keinem der betriebenen Kernkraftwerke zugeordnet.

Im Folgenden wird davon ausgegangen, dass RWE Reststrommengen vom KKW Mülheim-Kärlich in Höhe von 21,45 TWh auf das KKW Biblis B überträgt, so dass eine Stilllegung im Jahr 2012 erfolgt. Durch die bereits vorgenommene Übertragung von Reststrommengen vom KKW Philippsburg 1 auf das KKW Obrigheim verkürzt sich die Restnutzungsdauer der Anlage Philippsburg 1; sie wird voraussichtlich schon im Jahr 2011 stillgelegt.

Unter der Voraussetzung, dass es zu keinen weiteren Strommengenübertragungen kommt, kann in der Periode 2008-2012 vor dem Hintergrund der für die einzelnen Anlagen derzeit verfügbaren Reststrommengen die Außerbetriebnahme von insgesamt sechs Kernkraftwerken (Biblis A, Neckarwestheim I, Brunsbüttel, Isar 1, Philippsburg 1, Biblis B) angenommen werden.

Sollten allerdings Strommengen übertragen werden, kann es in dem Zeitraum 2008-2012 sowohl zu zusätzlichen als auch zu weniger Stilllegungen von Kernkraftwerken kommen. Planungssicherheit ist nur durch entsprechende Erklärungen der Betreiber zu erreichen. Damit müssten sie allerdings auf ihnen in der Vereinbarung vom 14. Juni 2000 eingeräumte Flexibilität verzi-

Im Ergebnis wird für die Periode 2008-2012 eine durch den Atomausstieg ausfallende Stromerzeugungsmenge von insgesamt 94 TWh angenommen; es wird also die Stilllegung der o.g. sechs Kernkraftwerke unterstellt.

Nach Berücksichtigung von weiteren Leistungserhöhungen in vorhandenen, von Stilllegungen in der Periode 2008-2012 nicht betroffenen Kernkraftwerken ergibt sich für die Periode 2008-2012 eine ausfallende Stromerzeugung von insgesamt 88 TWh, die durch andere Kapazitäten ersetzt werden muss.

Eine teilweise Kompensation erfolgt durch den weiteren Ausbau erneuerbarer Energien. Für den 5-Jahreszeitraum werden 43 TWh in Ansatz gebracht.

Für den verbleibenden Rest in Höhe von 45 TWh wird ein Drittmix aus Erdgas-, Steinkohle- und Braunkohle-Kraftwerken (ca. 815 g CO₂/kWh) unterstellt. So ergibt sich ein zusätzliches Emissionsvolumen im 5-Jahreszeitraum von insgesamt 36,7 Mio. t CO₂ bzw. 7,3 Mio. t CO₂ pro Jahr.

In der KWK-Vereinbarung zwischen Wirtschaftsverbänden und Bundesregierung wurde keine Verabredung getroffen, wie die ausstiegsbedingten CO₂-Effekte berücksichtigt werden sollen. Der BDI hatte im Mai 2003 vorgeschlagen, im Allokationsplan sicher zu stellen, „dass Zertifikate für Ersatzinvestitionen zu Lasten aller gehen, jedenfalls nicht nur zu Lasten der ET-Anlagen“. Inzwischen hat sich die Wirtschaft distanziert. Auch um eine Akzeptanz für die Berücksichtigung der Selbstverpflichtungsabkommen als Basis für die Festlegung des Emissionsbudgets zu erhalten, sollte das Emissionsbudget für die Sektoren Energieerzeugung und Industrie nach Auffassung des BMU vollständig um die genannten 7 Mio. t CO₂ jährlich erhöht werden.⁵⁸

Da – wie erwähnt - die Berücksichtigung der ausstiegsbedingten Mehremissionen nur für das Selbstverpflichtungsszenario sinnvoll interpretierbar ist, soll auf deren insoweit nur theoretische Einbeziehung in die übrigen Verteilungsvarianten verzichtet werden. Für das Selbstverpflichtungs-Szenario würde vor dem Hintergrund der genannten Überlegungen somit für die erste Handelsperiode keine Kompensation geltend gemacht werden können, während für die zweite Handelsperiode das dem Emissionshandelssektor zugeteilte Emissionsbudget von 473 Mio. t CO₂ auf 480 Mio. t CO₂ erhöht werden würde. Um gleichwohl das gesamte CO₂-Emissionsziel für diese Periode von 846 Mio. t CO₂ halten zu können, bedeutet dies für die Nicht-Emissionshandelssektoren eine Senkung des Emissionsbudgets auf 366 Mio. t CO₂.

⁵⁸ Vgl. den Entwurf des Nationalen Allokationsplanes für die Bundesrepublik Deutschland 2005-2007 des BMU mit Stand vom 29. Januar 2004 (17:30 Uhr)

7.3 Emissionsbudgets der Sektoren in den Perioden 2005–2007 sowie 2008-2012 auf der Grundlage der Selbstverpflichtungserklärung - Die Position des BMU

Im Verlaufe der politischen Auseinandersetzungen um den Nationalen Allokationsplan konzentrierten sich die Überlegungen mehr und mehr auf die Selbstverpflichtungserklärungen als Basis zur Festlegung der Emissionsbudgets. Vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit wurde schon frühzeitig ausschließlich diese Variante verfolgt, ausdrücklich auch mit dem Hinweis darauf, dass damit der Wirtschaft nicht mehr an Emissionsminderung „zugemutet“ werden würde als sie es selbst ohnehin schon zugesagt hatte.

Mit den Annahmen zu den Budgets für die gesamten Treibhausgasemissionen und für die CO₂-Emissionen sowie unter Zugrundelegung der Selbstverpflichtungserklärung der deutschen Wirtschaft zur Minderung der CO₂-Emissionen sowie der Vereinbarung über den Atomausstieg konnten letztlich die CO₂-Emissionsbudgets für den Energiesektor und die Industrie in den Perioden 2005-2007 und 2008-2012 festgelegt werden.⁵⁹ Damit waren die Emissionsbudgets in diesen beiden Perioden für die Gesamtheit der anderen Sektoren definiert. Auf der Grundlage eines Emissionsniveaus von 508 Mio. t CO₂ im Jahr 1998 (Basisjahr der Selbstverpflichtungserklärung) ergibt sich damit für den Energiesektor und die Industrie

- für die Periode 2005–2007 ein Emissionsbudget von 488 Mio. t CO₂ pro Jahr; entsprechend entfallen 363 Mio. t CO₂ pro Jahr auf die anderen Sektoren (Gewerbe/Handel/Dienstleistungen sowie Verkehr und Haushalte);
- für die Periode 2008-2012 ein Emissionsbudget von 480 Mio. t CO₂ pro Jahr und damit für die anderen Sektoren ein Emissionsbudget von 366 Mio. t pro Jahr.

Folgt man dieser Verteilung, so sind in beiden Handelsperioden die jeweils maximalen Emissionen in den Emissionshandels- wie in den Nicht-Emissionshandelssektoren niedriger als die entsprechenden prognostischen Erwartungswerte.

Erwähnt sei, dass der Reservebedarf für Neuanlagen sowie die Budgets für Sonderzuteilungen aus den Makrobudgets für die Sektoren Energie und Industrie gebildet werden.

Bei der Aufteilung des Emissionsbudgets auf die Bereiche Verkehr, Haushalte sowie Gewerbe/Handel/Dienstleistungen (GHD) stand die Überlegung im Vordergrund, durch geeignete Maßnahmen den ansonsten vorhergesagten Anstieg der verkehrsbedingten Treibhausgasemissionen zu begrenzen sowie im GHD-Sektor einen mäßigen und bei den privaten Haushalten einen etwas stärkeren Rückgang zu induzieren. Die Emissionen des Haushaltsbereichs sind zwar höher als in der Ausgangsperiode, doch bedeutet dies im Vergleich zu den temperaturbereinigten Werten eine spürbare Reduktion. Die zusammenfassenden Ergebnisse sind der Tabelle 7-7 zu entnehmen.

Während für die Emissionshandelssektoren die Emissionsbudgets eine absolute Grenze darstellen, die im Verfolg des Emissionshandels nicht überschritten werden kann, hängt die Ziel-

⁵⁹ ebenda, Kapitel 4.4.

erreichung bei den Nicht-Handelssektoren entscheidend von den hierzu ergriffenen bzw. zu ergreifenden Klimaschutzpolitischen Maßnahmen ab.

Tabelle 7-7 CO₂-Emissionen nach Energiebilanz-Sektoren von 1990 bis 2002 sowie Emissionsbudgets für die Perioden 2005-2007 und 2008-2012

| | Energie- sektor (E) | Indu- strie ¹⁾ (I) | Emissions- budgets für E+I | GHD | Ver- kehr | Haus- halte | Summe andere Sektoren | Gesamt |
|--|--|-------------------------------------|----------------------------------|-----------------|--------------|----------------|-----------------------------|------------|
| | | | | andere Sektoren | | | | |
| | in Millionen Tonnen CO ₂ pro Jahr | | | | | | | |
| Basisjahr 1990 | 439 | 197 | 636 | 91 | 159 | 129 | 378 | 1014 |
| 1998 | 365 | 143 | 508 | 66 | 176 | 131 | 373 | 881 |
| Durchschnitt 2000-2002 | 368 | 137 | 505 | 61 | 175 | 122 | 358 | 863 |
| Durchschnitt 2000-2002 (temperaturbereinigt) | 368 | 138 | 507 | 64 | 175 | 132 | 371 | 878 |
| Verteilung 2005-2005 ²⁾ | keine weitere Differenzierung vorgesehen | | 488 | 58 | 178 | 127 | 363 | 851 |
| Verteilung 2008-2012 ³⁾ | | | 480 | 58 | 181 | 127 | 366 | 846 |
| Prognose ohne zusätzliche Maßnahmen 2005-2007 ⁴⁾ | 359 | 136 | 495 | 58 | 180 | 128 | 366 | 861 |
| Prognose ohne zusätzliche Maßnahmen 2008-2012 | 353 | 135 | 488 | 58 | 184 | 130 | 372 | 860 |
| *) Vorläufige Angaben. | | | | | | | | |
| 1) Einschließlich Industrieprozesse.- 2) Aus Selbstverpflichtung minus 20 Mio. t gegenüber 1998; keine Anrechnung für Kernenergieausstieg.- 3) Aus Selbstverpflichtung minus 35 Mio. t gegenüber 1998; für Kernenergieausstieg werden 7 Mio. t angerechnet.- 4) Interpolierte Werte. | | | | | | | | |

Quellen: Umweltbundesamt, Nationales Emissionsinventar 2003; CO₂-Emissionen für 2000 bis 2002 sowie sektorale Aufteilung nach Berechnungen des DIW Berlin; Prognose ohne zusätzliche Maßnahmen nach UBA-Vorhaben „Politiksznarien für den Klimaschutz III“

7.4 Der Makroplan im Allokationsplan vom 31. März 2004 und im Zuteilungsgesetz 2007 – Darstellung und Bewertung

Im Zuge der kontroversen Auseinandersetzung zwischen der Bundesregierung und der (Energie-)Wirtschaft um die endgültige Ausprägung des Nationalen Allokationsplanes und der darin festzulegenden Emissionsbudgets haben sich gegenüber dem ursprünglichen Entwurf des BMU von Ende Januar 2004 noch eine Reihe von Änderungen im Hinblick auf das Mengengerüst im Makroplan ergeben. Dabei wurde der ursprüngliche Ansatz, die Verteilung auf der Grundlage der Selbstverpflichtungserklärungen der deutschen Wirtschaft vorzunehmen, nicht mehr weiter verfolgt.

Der letztlich gefundene politische Kompromiss beinhaltete zwei wesentliche Änderungen gegenüber dem BMU-Entwurf von Ende Januar 2004:

1. Das gesamte CO₂-Emissionsbudget für die Periode von 2005-2007 wurde gegenüber dem ursprünglichen Vorschlag ohne explizite Begründung um 8 Mio. t pro Jahr erhöht. Gleichzeitig wurde das Emissionsbudget für die nicht am Emissionshandel beteiligten Sektoren um 7 Mio. t gesenkt. Beides hatte zur Folge, dass das Emissionsbudget für die Emissionshandelssektoren in der ersten Periode um 15 Mio. t auf 503 Mio. t pro Jahr angehoben werden konnte.
2. Für die zweite Handelsperiode wurde das CO₂-Emissionsbudget mit dem Zuteilungsgesetz 2007 anders als noch im Allokationsplan von Ende März 2004 insgesamt leicht, und zwar um 2 Mio. t auf 844 Mio. t pro Jahr, gesenkt, doch wurde das Budget für die Emissionshandelssektoren um 15 Mio. t CO₂ zu Lasten der Nicht-Handelssektoren (bei denen zusätzlich noch die Minderung des gesamten Budgets um 2 Mio. t zu Buche schlägt) erhöht.

Neu war außerdem, dass innerhalb der Nicht-Handelssektoren eine weitere sektorale Differenzierung vorgenommen worden ist, und zwar zwischen dem Bereich Gewerbe, Handel, Dienstleistungen (GHD-Bereich) einerseits sowie Verkehr und Haushalte zusammen genommen andererseits. Das Ergebnis – auch im Vergleich zur Verteilung im Januar-Entwurf des Allokationsplanes – ist Tabelle 7-8 zu entnehmen.

In den Emissionshandelssektoren insgesamt müssen somit die CO₂-Emissionen innerhalb der ersten Handelsperiode gegenüber den (unbereinigten) jahresdurchschnittlichen Emissionen in der Ausgangsperiode 2000-2002 nicht mehr um 3,4 % wie im BMU-Entwurf vom Januar 2004 reduziert werden, sondern nur um 0,4 %; umgekehrt kommt es bei den Nicht-Handelssektoren statt zu der beabsichtigten Erhöhung um 1,5 % zu einer Minderung um 0,5 %. Bis zur zweiten Handelsperiode müssten die Emissionen in den Handelssektoren nunmehr nicht um 5 %, sondern nur um 2 % gesenkt werden, während für die Nicht-Handelssektoren eine Minderung um 2,5 % anstelle einer Steigerung um 2,4 % im Zuteilungsgesetz 2007 vorgesehen ist.

Alles in allem werden mit dem Zuteilungsgesetz wesentlich ambitioniertere Anforderungen an die Emissionsreduktion in den Bereichen gestellt, die nicht dem Emissionshandel unterliegen. Dies wird allerdings erst dann besonders deutlich, wenn die Emissionsvorgaben nicht mit

den unbereinigten, sondern mit den temperaturbereinigten Emissionen in der Ausgangsperiode 2000-2002 verglichen werden. In diesem Fall beträgt die relative Reduktion bis zur Periode 2005-2007 nun 4,1 % (statt 2,2 %) und bis zur Periode 2008-2012 sogar 6 % (statt 1,3 %).

Gemessen an den absoluten Veränderungen gegenüber den temperaturbereinigten Ausgangswerten wären die Emissionen bis 2005-2007 bei den Emissionshandelssektoren statt um 19 Mio. t p.a. nun nur noch um 4 Mio. t p.a. zu reduzieren, während die Emissionen in den Nicht-Emissionshandelssektoren nun statt 8 Mio. t p.a. um 15 Mio. t gemindert werden müssen – also beinahe viermal so stark wie bei den ET-Sektoren. Bezogen auf die Periode 2008-2012 verringert sich auf der einen Seite die Reduktionsnotwendigkeit bei den Emissionshandelssektoren von 27 Mio. t p.a. auf 12 Mio. t p.a., auf der anderen Seite erhöht sie sich aber bei den Nicht-Emissionshandelssektoren von 5 Mio. t p.a. auf 22 Mio. t p.a.

Tabelle 7-8 Emissionsbudgets für die Perioden 2005-2007 und 2008-2012 nach dem BMU-Entwurf vom 29. Januar 2004 und dem Zuteilungsgesetz 2007 vom 26. August 2004

| | Energie- sektor (E) | Indu- strie ¹⁾ (I) | Emissions- budgets für E+I | GHD | Ver- kehr | Haus- halte | Summe andere Sektoren | Gesamt |
|--|--|-------------------------------------|----------------------------------|-----|--------------|----------------|-----------------------------|--------|
| | andere Sektoren | | | | | | | |
| | in Millionen Tonnen CO ₂ pro Jahr | | | | | | | |
| Basisjahr 1990/1995 | 439 | 197 | 636 | 90 | 159 | 129 | 378 | 1014 |
| 1998 | 365 | 143 | 508 | 66 | 176 | 131 | 373 | 881 |
| Durchschnitt 2000-2002 | 368 | 137 | 505 | 61 | 175 | 122 | 358 | 863 |
| Durchschnitt 2000-2002 (temperaturbereinigt) | 368 | 139 | 507 | 64 | 175 | 132 | 371 | 878 |
| (a) Verteilung nach dem Entwurf des Allokationsplanes vom 29. Januar 2004 | | | | | | | | |
| Verteilung 2005-2007 | Keine weitere Differenzierung | | 488 | 58 | 178 | 127 | 363 | 851 |
| Verteilung 2008-2012 | | | 480 | 58 | 181 | 127 | 366 | 846 |
| (b) Verteilung nach Kabinettsbeschluss zum Allokationsplan vom 31. März 2004 sowie nach dem Zuteilungsgesetz 2007 vom 26. August 2004 | | | | | | | | |
| Verteilung 2005-2007 | Keine weitere Differenzierung | | 503 | 58 | 298 | | 356 | 859 |
| Verteilung 2008-2012 | | | 495 | 58 | 291 | | 349 | 844 |
| Differenz (b) minus (a) | | | | | | | | |
| Verteilung 2005-2007 | Keine weitere Differenzierung | | 15 | 0 | -7 | | -7 | 8 |
| Verteilung 2008-2012 | | | 15 | 0 | -17 | | -17 | -2 |
| Nachrichtlich: Prognose ohne zusätzliche Maßnahmen für ... | | | | | | | | |
| ... 2005-2007 ²⁾ | 359 | 136 | 495 | 58 | 180 | 128 | 366 | 861 |
| ... 2008-2012 | 353 | 135 | 488 | 58 | 184 | 130 | 372 | 860 |

*) Vorläufige Angaben.
1) Einschließlich Industrieprozesse. 2) Interpolierte Werte.

*) Vorläufige Angaben.

¹⁾ Einschließlich Industrieprozesse. ²⁾ Interpolierte Werte.

Quellen: Umweltbundesamt, Nationales Emissionsinventar 2003; BMU; UBA-Vorhaben „Politiksznarien für den Klimaschutz III“; Berechnungen des DIW Berlin.

Da überdies angenommen werden kann, dass sich die Emissionen in diesem Segment ohne zusätzliche Maßnahmen in Zukunft möglicherweise noch erhöhen könnten, kommt es auf die Umsetzung wirksamer klimaschutzpolitischer Maßnahmen an, damit die Zielerreichung ge-

währleistet werden kann. Mit den im Zuteilungsgesetz 2007 genannten sektoralen Emissionsbudgets hat somit die Klimaschutzpolitik eine besondere Verantwortung übernommen. Im Nationalen Allokationsplan vom 31. März 2004 sind dazu allerdings noch keine konkreten Aussagen getroffen worden (siehe dazu auch unten Abschnitt 7.5). Hierzu muss noch das von der Bundesregierung geplante nationale Klimaschutzprogramm abgewartet werden.

Bemerkenswert ist auch, dass die beschlossenen Emissionsbudgets für die Emissionshandelssektoren hinter den früheren Zusagen der deutschen Wirtschaft zur Emissionsreduktion im Zusammenhang mit der Selbstverpflichtungserklärung zurück bleiben. Außerdem ist – folgt man den Ergebnissen des BMU/UBA-Vorhabens „Politiksznarien III“ - festzustellen, dass die festgelegten Emissionsbudgets auch höher sind als es der prognostizierten Referenzentwicklung entspricht, bei der die bestehenden klimaschutzpolitischen Maßnahmen wie der autonome energiesparende und emissionssenkende Fortschritt berücksichtigt worden sind. Legt man also diese erwartbare Referenzentwicklung zu Grunde, würde die vorgenommene Zuteilung der Emissionszertifikate zumindest die im Durchschnitt der Handelssektoren benötigten Zertifikatsmengen übersteigen. Allerdings sind bei einem solchen Vergleich die einer jeden Referenzprognose innewohnenden Unsicherheiten zu berücksichtigen.

Diese Aussage ist jedoch zusätzlich insoweit zu relativieren, wenn man die Bandbreite der im Zuteilungsverfahren auf Grund der vielfältigen Ausnahme- und Sonderregelungen festgelegten Kürzungen berücksichtigt. So muss immerhin für nahezu ein Drittel der insgesamt 1849 Anlagen eine Kürzung der Zuteilungsmenge um 7,4 % hingenommen werden; bei zusammen zwei Dritteln aller Anlagen beträgt sie mindestens 6 %. Demgegenüber wird die Zuteilungsmenge bei einem Fünftel aller Anlagen gar nicht gekürzt. (vgl. dazu im Einzelnen Kapitel 11.5 sowie Tabelle 11-14).

7.5 Klimaschutzpolitische Maßnahmen für die Nicht-Handelssektoren

Vergleicht man die sektorale Struktur der Emissionsbudgets in Tabelle 7-8 mit den unter prognostischen Aspekten erwarteten Werten, so besteht zusätzlicher Handlungsbedarf im Verkehrssektor wie im Bereich der privaten Haushalte. Es entspricht den Anforderungen der EU-Richtlinie zum Emissionszertifikatehandel, dass die Mitgliedstaaten in ihren Allokationsplänen deutlich machen, welche Maßnahmen ergriffen werden sollen, um sicher zu stellen, dass auch in den Sektoren, die nicht dem Emissionshandel unterliegen, die zulässigen Emissionsniveaus nicht überschritten werden.

Im Nationalen Allokationsplan 2005-2007 sind nur einige wenige kursorische Hinweise auf die bereits ergriffenen Maßnahmen und auf deren - nur summarisch quantifizierten Emissionsminderungswirkungen - gegeben worden. Allerdings fanden diese Wirkungen bereits weitgehend Berücksichtigung in der Referenzentwicklung.

Noch im Entwurf des Nationalen Allokationsplanes vom Januar 2004 wurden wesentlich detailliertere Angaben nicht nur zu den bereits ergriffenen, sondern auch zu den darüber hinaus möglichen weiteren Maßnahmen gemacht. Dabei konnte auf die Ergebnisse des BMU/UBA-Vorhabens „Politiksznarien für den Klimaschutz III“ zurückgegriffen werden, in dem auch

für diese beiden Sektoren eine Reihe von geeigneten Maßnahmen zur Emissionsminderung beschrieben wurde; vgl. dazu die beiden folgenden Abschnitte 7.5.1 und 7.5.2.

7.5.1 Maßnahmen im Verkehrssektor

Mit den seit 1998 in Deutschland von der Bundesregierung umgesetzten oder beschlossenen – und in der Referenzentwicklung berücksichtigten – Klimaschutzpolitischen Maßnahmen werden die verkehrsbezogenen direkten CO₂-Emissionen für den Zeithorizont 2008-2012 insgesamt um rund 13 Mio. t pro Jahr (gegenüber einer Entwicklung ohne diese Maßnahmen) reduziert.

Zu den bisher ergriffenen Maßnahmen mit den größten Wirkungsbeiträgen (bis 2010) gehören (die Wirkungsbeiträge der Maßnahmen überlagern sich teilweise und dürfen daher nicht addiert werden):

- die Ökologische Steuerreform (5 Mio. t CO₂)
- die Förderung erneuerbarer Energien im Bereich der Kraftstoffe (3 Mio. t CO₂)
- die Autobahnbenutzungsgebühr für Lkw (2 Mio. t CO₂)
- die Förderung des Einsatzes von schwefelfreiem Kraftstoff (2 Mio. t CO₂)
- die Kampagne „Klimaschutz im Verkehr“ (2 Mio. t CO₂)

Neben diesen Maßnahmen ist noch eine Reihe weiterer Maßnahmen notwendig, bei denen die im Folgenden kurz skizzierten Wirkungen erwartet werden können (Wirkungen in Mio. t CO₂; in Klammern: gewichtete Wirkung):

- | | | |
|--|---|-------|
| • Maßnahmen zur weiteren Senkung der spezifischen CO ₂ -Emissionen bei neu zugelassenen Pkw auf 120 g CO ₂ /km | 1 | (0,9) |
| • Weiterentwicklung der Lkw-Maut | 1 | (0,9) |
| • Verbesserte Kooperation und Verknüpfung der Verkehrsträger | 2 | (1,9) |
| • Verstärkung der Kampagne „Klimaschutz im Verkehr“ | 2 | (1,8) |
| • • Förderung des Fahrradverkehrs | 1 | (0,8) |

Die geplanten weiteren Maßnahmen würden danach, soweit sie heute quantifizierbar sind, ein zusätzliches Potenzial von etwa 6,3 Mio. t CO₂ beinhalten. Dies würde bei weitem ausreichen, das angestrebte Emissionsbudget im Verkehrssektor zu erreichen.

7.5.2 Maßnahmen im Haushaltssektor

Für den Bereich der privaten Haushalte sind die CO₂-Emissionen aus der Raumwärmeerzeugung von herausragender Bedeutung. Auch hier kann auf Wirkungsschätzungen aus dem Vorhaben „Politiksznarien für den Klimaschutz III“ zurückgegriffen werden.

Mit den seit 1998 in Deutschland von der Bundesregierung umgesetzten – und in der Referenzentwicklung berücksichtigten – Klimaschutzpolitischen Maßnahmen werden die raum-

wärmebezogenen direkten CO₂-Emissionen für den Zeithorizont 2008-2012 insgesamt um ca. 12 Mio. t pro Jahr (gegenüber einer Entwicklung ohne diese Maßnahmen) reduziert .

Zu den bisher ergriffenen Maßnahmen mit den größten Wirkungsbeiträgen gehören:

- das KfW CO₂-Minderungsprogramm (3 Mio. t CO₂)
- das KfW CO₂-Gebäudesanierungsprogramm (2,9 Mio. t CO₂)
- das KfW Wohnraummodernisierungsprogramm (2,5 Mio. t CO₂)
- andere Maßnahmen und Förderprogramme (3,2 Mio. t CO₂)

Mit einem Bündel umfassender Maßnahmen können für den Zeithorizont 2008-2012 zusätzliche Emissionsminderungen von ca. 7 Mio. t CO₂ jährlich erzielt werden. Zu diesem Maßnahmenbündel gehören folgende Elemente:

- wirkungsvollere und breitere Förderprogramme
- verschärfte Vollzugskontrollen hinsichtlich EnEV etc.
- (mietrechtliche) Lösung des Mieter-Vermieter Dilemmas
- obligatorische Vorlage eines Wärmepasses für alle Gebäude und (umlagefinanzierte) Beratung der Verbraucher mit hohem Verbrauch in Richtung Sanierung
- Verbesserung der Zusammenarbeit zwischen Bund und Ländern mit dem Ziel einer besseren Harmonisierung der Maßnahmen und eines koordinierteren Vorgehens
- andauernde Informations- und Motivationsprogramme für einen besseren Vollzug bei allen Akteuren (Planer, Architekten, Handwerker und Eigentümer/Nutzer).

Weitere Maßnahmen zur Stromeinsparung auf der Verbraucherseite zeitigen indirekte Wirkungen bei den vom Emissionshandel erfassten Anlagen und können für die zusätzliche Reduzierung der direkten CO₂-Emissionen im Bereich der privaten Haushalte nicht in Ansatz gebracht werden.

Insgesamt ist mit der Umsetzung der skizzierten Maßnahmen auch im Haushaltsbereich eine Zielerreichung möglich. Dies setzt allerdings voraus, dass die entsprechenden Maßnahmen mit den erforderlichen finanziellen Ressourcen ausgestattet werden.

7.6 Ausblick

Mit dem Zuteilungsgesetz 2007 ist das Mengengerüst auf der Makroebene nicht nur für die erste Handelsperiode von 2005-2007, sondern gleichermaßen auch für die zweite Handelsperiode von 2008-2012 festgelegt worden. Allerdings stehen die Angaben für 2008-2012, die nach der EU-Richtlinie und für die Genehmigung des Allokationsplanes 2005-2007 ohnehin nicht relevant und bindend sind, auch nach dem Zuteilungsgesetz 2007 unter einem Prüfvorbehalt. So heißt es in § 4 (3), letzter Satz:

„Die in Satz 1 genannten Ziele werden bei Beschluss des Nationalen Zuteilungsplans für die Zuteilungsperiode 2008 bis 2012 nach § 7 des Treibhausgas-Emissionshandelsgesetzes im Jahr 2006 überprüft.“

Dabei wird auch die inzwischen aktualisierte Datengrundlage zu berücksichtigen sein. So liegen inzwischen die Ergebnisse des Nationalen Inventarberichts 2005 mit Daten für die Jahre von 1990 bis 2003 vor, die von jenen des vorangegangenen Inventarberichts 2003, der dem Allokationsplan 2005-2007 weitgehend zu Grunde gelegt worden ist, teilweise abweichen. Mengenmäßig bedeutsame Abweichungen betreffen vor allem Methan, dessen Emissionen nach dem aktuellen Inventarbericht – im Wesentlichen begründet durch methodische Änderungen bei der Emissionsbestimmung – größenordnungsmäßig um rund die Hälfte höher ausfallen als noch für den NAP 2005-2007 unterstellt. Quantitativ weniger stark schlagen sich die Abweichungen bei den übrigen fünf Treibhausgasen nieder. Beim gewichtigsten Treibhausgas, dem CO₂, liegen die relativen Abweichungen meist weit unter einem Prozent (Tabelle 7-9).

Die Auswirkungen der veränderten Datenbasis auf das Mengengerüst für den Makroplan auf Nationalebene halten sich ebenfalls in engeren Grenzen. Unverändert bleibt ohnehin das für die Periode 2008-2012 verbindliche Reduktionsziel von 21 %. Folgte daraus bei der Datenbasis des NAP 2005-2007 für 2008-2012 ein maximales Emissionsvolumen für die Summe der sechs Treibhausgase in Höhe von 962 Mio. t CO₂-Äquivalente, so sind es nun 986 Mio. t CO₂-Äquivalente.

Unter der vereinfachenden Annahme, dass sich die Nicht-CO₂-Emissionen bis zur Periode 2008-2012 mit derselben Rate entwickeln wie für den Allokationsplan 2005-2007 unterstellt (das wären dann 143 statt 116 Mio. t CO₂-Äquivalente; eine Annahme, die vor der Aufstellung des Allokationsplanes 2008-2012 noch geprüft werden muss), ergibt sich das Emissionsbudget für CO₂ in Höhe von 843 Mio. t – also 3 Mio. t CO₂ weniger im Vergleich zum Allokationsplan 2005-2007 bzw. 1 Mio. t CO₂ weniger im Vergleich zum Zuteilungsgesetz 2007. Die Auswirkungen auf das CO₂-Budget in der Periode 2005-2007 fallen etwas stärker ins Gewicht: Im Vergleich zu dem im Zuteilungsgesetz 2007 festgelegten Wert von 859 Mio. t CO₂ könnten es nun etwa 10 Mio. t CO₂ weniger sein (Tabelle 7-10).

Tabelle 7-9 Vergleich der Datenbasis des NAP 2005-2007 mit den Ergebnissen des Nationalen Inventarberichts 2005

| | Basisjahr | 1990 | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 |
|--|---|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|---------------|---------------|
| | Angaben aus dem Nationalen Inventarbericht 2005 in Mio. t CO ₂ -Äquivalente | | | | | | | | | | |
| CO ₂ | 1015,0 | 1015,0 | 902,2 | 924,9 | 893,5 | 885,2 | 857,4 | 860,0 | 873,8 | 863,8 | 865,3 |
| CH ₄ | 132,1 | 132,1 | 104,9 | 100,5 | 97,2 | 91,9 | 88,4 | 82,9 | 79,3 | 76,5 | 75,2 |
| N ₂ O | 86,4 | 86,4 | 80,9 | 82,2 | 79,0 | 65,8 | 62,0 | 62,2 | 62,5 | 61,8 | 63,7 |
| HFC | 6,4 | 3,5 | 6,4 | 5,8 | 6,4 | 7,0 | 7,3 | 6,6 | 8,1 | 8,2 | 8,2 |
| PFC | 1,8 | 2,7 | 1,8 | 1,8 | 1,6 | 1,7 | 1,7 | 1,7 | 0,7 | 0,8 | 0,8 |
| SF ₆ | 6,9 | 3,9 | 6,2 | 5,8 | 5,7 | 5,5 | 3,5 | 3,4 | 3,3 | 4,2 | 4,2 |
| Summe Nicht-CO ₂ | 233,5 | 228,6 | 200,2 | 196,1 | 189,7 | 171,9 | 163,0 | 156,9 | 154,0 | 151,5 | 152,1 |
| Insgesamt | 1248,5 | 1243,6 | 1102,4 | 1121,0 | 1083,3 | 1057,0 | 1020,4 | 1016,9 | 1027,8 | 1015,3 | 1017,4 |
| | Datenbasis des NAP 2005-2007 in Mio. t CO ₂ -Äquivalente | | | | | | | | | | keine Angaben |
| CO ₂ | 1014,4 | 1014,4 | 898,8 | 920,9 | 889,6 | 881,4 | 854,7 | 856,8 | 873,5 | 857,0 | |
| CH ₄ | 101,1 | 101,1 | 69,8 | 65,9 | 63,9 | 60,9 | 59,3 | 54,5 | 52,2 | keine Angaben | |
| N ₂ O | 87,9 | 87,9 | 78,6 | 80,2 | 75,7 | 62,3 | 59,0 | 59,4 | 60,2 | | |
| HFC | 6,4 | 3,5 | 6,4 | 5,8 | 6,4 | 7,0 | 7,3 | 6,6 | 8,1 | | |
| PFC | 1,8 | 2,7 | 1,8 | 1,7 | 1,4 | 1,5 | 1,2 | 0,8 | 0,7 | | |
| SF ₆ | 6,6 | 3,9 | 6,6 | 6,4 | 6,3 | 6,0 | 4,4 | 4,0 | 3,3 | | |
| Summe Nicht-CO ₂ | 203,7 | 199,1 | 163,1 | 160,0 | 153,6 | 137,7 | 131,3 | 125,3 | 124,6 | | |
| Insgesamt | 1218,2 | 1213,5 | 1061,8 | 1080,8 | 1043,2 | 1019,1 | 986,0 | 982,1 | 998,1 | | |
| | Abweichungen des Nationalen Inventarberichts 2005 zur Datenbasis des NAP 2005-2007 in Mio. t CO ₂ -Äquivalente | | | | | | | | | | keine Angaben |
| CO ₂ | 0,6 | 0,6 | 3,5 | 4,0 | 3,9 | 3,8 | 2,6 | 3,2 | 0,3 | 6,8 | |
| CH ₄ | 31,0 | 31,0 | 35,1 | 34,6 | 33,3 | 30,9 | 29,1 | 28,4 | 27,1 | keine Angaben | |
| N ₂ O | -1,5 | -1,5 | 2,3 | 2,0 | 3,2 | 3,6 | 3,0 | 2,8 | 2,2 | | |
| HFC | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | | |
| PFC | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,2 | 0,2 | 0,5 | 0,9 | 0,0 | | |
| SF ₆ | 0,3 | 0,0 | -0,4 | -0,6 | -0,6 | -0,6 | -0,9 | -0,6 | 0,0 | | |
| Summe Nicht-CO ₂ | 29,8 | 29,5 | 37,1 | 36,1 | 36,2 | 34,2 | 31,7 | 31,6 | 29,4 | | |
| Insgesamt | 30,4 | 30,1 | 40,5 | 40,2 | 40,1 | 37,9 | 34,4 | 34,8 | 29,6 | | |
| | Abweichungen des Nationalen Inventarberichts 2005 zur Datenbasis des NAP 2005-2007 in % | | | | | | | | | | keine Angaben |
| CO ₂ | 0,1 | 0,1 | 0,4 | 0,4 | 0,4 | 0,4 | 0,3 | 0,4 | 0,0 | 0,8 | |
| CH ₄ | 30,7 | 30,7 | 50,4 | 52,5 | 52,2 | 50,8 | 49,1 | 52,0 | 52,0 | keine Angaben | |
| N ₂ O | -1,7 | -1,7 | 3,0 | 2,5 | 4,3 | 5,7 | 5,1 | 4,8 | 3,7 | | |
| HFC | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | | |
| PFC | 0,0 | -0,1 | 0,3 | 6,2 | 12,9 | 15,4 | 37,0 | 116,4 | 0,0 | | |
| SF ₆ | 3,9 | 0,0 | -6,0 | -8,7 | -9,3 | -9,4 | -19,9 | -14,3 | 0,0 | | |
| Summe Nicht-CO ₂ | 14,6 | 14,8 | 22,7 | 22,6 | 23,5 | 24,8 | 24,2 | 25,2 | 23,6 | | |
| Insgesamt | 2,5 | 2,5 | 3,8 | 3,7 | 3,8 | 3,7 | 3,5 | 3,5 | 3,0 | | |
| Quellen: Umweltbundesamt; Berechnungen des+B18 DIW Berlin. | | | | | | | | | | | |

Quellen: Umweltbundesamt; Berechnungen des DIW Berlin.

Tabelle 7-10 Makroplan auf der Nationalebene unter Berücksichtigung der Datenbasis des Nationalen Inventarberichts 2005

| | CO ₂ -Emissionen | CH ₄ | N ₂ O | HFCs | PFCs | SF ₆ | Summe Nicht-CO ₂ | Summe |
|------------------------|---|-----------------|------------------|------|------|-----------------|-----------------------------|-------|
| | in Millionen Tonnen CO ₂ -Äquivalente pro Jahr | | | | | | | |
| Basisjahr | 1015,0 | 132,1 | 86,4 | 6,4 | 1,8 | 6,9 | 233,5 | 1249 |
| 2000* | 860,0 | 82,9 | 62,2 | 6,6 | 1,7 | 3,4 | 156,9 | 1017 |
| 2001* | 873,8 | 79,3 | 62,5 | 8,1 | 0,7 | 3,3 | 154,0 | 1028 |
| 2002* | 863,8 | 76,5 | 61,8 | 8,2 | 0,8 | 4,2 | 151,5 | 1015 |
| 2003* | 865,3 | 75,2 | 63,7 | 8,2 | 0,8 | 4,2 | 152,1 | 1017 |
| Durchschnitt 2000-2002 | 866 | 79,6 | 62,1 | 7,7 | 1,1 | 3,7 | 154,1 | 1020 |
| Ziel 2005-2007 | 849 | | | | | | 152 | 1001 |
| Ziel 2008-2012 | 843 | | | | | | 143 | 986 |

Quellen: Umweltbundesamt; Berechnungen des DIW Berlin.

Eine abschließende Beurteilung der eventuell notwendig werdenden Änderungen des Mengengerüsts im Makroplan ist derzeit allerdings noch verfrüht, da nicht auszuschließen ist, dass bis zur Vorlage des Nationalen Allokationsplanes für die Handelsperiode 2008-2012 weitere Änderungen an der Datenbasis des Nationalen Emissionsinventars vorgenommen werden. Auf dieser Grundlage lässt sich dann auch die Frage diskutieren, ob und in welchem Umfang sich Änderungen im Hinblick auf die sektorale Verteilung der Emissionsbudgets anbieten würden. Dabei wird erneut zu prüfen sein, ob nicht für die Emissionshandelssektoren selbst eine stärkere Begrenzung der Emissionsbudgets geboten sein könnte, statt die Hauptanpassungslast bei den Nicht-Handelssektoren zu suchen.

7.7 Literatur

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Nationaler Allokationsplan für die Bundesrepublik Deutschland 2005-2007. Entwurf, Stand 29. Januar 2004.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Nationaler Allokationsplan für die Bundesrepublik Deutschland 2005-2007. Vom Bundeskabinett verabschiedete Fassung vom 31. März 2004.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Änderungen des Nationalen Allokationsplans (NAP) durch das NAP-G. Stand: 27. April 2004.
<http://www.bmu.de/emissionshandel>.

DIW Berlin, FZ Jülich, FhG-ISI Karlsruhe, Öko-Institut Berlin: Politiksszenarien für den Klimaschutz. Langfristszenarien und Handlungsempfehlungen ab 2012 (Politiksszenarien III). Untersuchungen im Auftrag des Umweltbundesamtes herausgegeben von P. Markewitz und H.-J. Ziesing. Schriften des Forschungszentrums Jülich. Reihe Umwelt. Band 50.

- DIW Berlin, Öko-Institut, Fraunhofer-ISI: Nationaler Allokationsplan (NAP). Gesamtkonzept, Kriterien, Leitregeln und grundsätzliche Ausgestaltungsvarianten. Berlin, Karlsruhe, Juli 2003.
- Öko-Institut: Memo - Kernenergie-Ausstieg im Mengengerüst für den NAP. Berlin, 27. November 2003.
- Öko-Institut: Memo – Ableitung des Mengengerüsts für die Berücksichtigung des Kernenergie-Ausstiegs im Makroplan. Berlin, 29. Januar 2004.
- RWE, HEW, VEAG, Ruhrgas, EnBW, E.on: Aktionsprogramm Klimaschutz. Stand vom 25. Januar 2001.
- Umweltbundesamt: Deutsches Treibhausgasinventar 1990–2001. Nationaler Inventarbericht 2003. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen. Umweltbundesamt. Berlin, Juni 2003.
- Umweltbundesamt: Deutsches Treibhausgasinventar 1990 – 2002. Nationaler Inventarbericht 2004. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen. Ressortabstimmung. Berlin, September 2004.
- Umweltbundesamt: Deutsches Treibhausgasinventar 1990 – 2003. Nationaler Inventarbericht 2005. Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen. Ressortabstimmung. Berlin, April 2005.
- Vereinbarung zwischen der Regierung der Bundesrepublik Deutschland und der deutschen Wirtschaft zur Klimavorsorge vom 9. November 2000.
- Vereinbarung zwischen der Regierung der Bundesrepublik Deutschland und der deutschen Wirtschaft zur Minderung der CO₂-Emissionen und der Förderung der Kraft-Wärme-Kopplung in Ergänzung zur Klimavereinbarung vom 9.11.2000. Berlin, 25. Juni 2001.
- Ziesing, Hans-Joachim: Treibhausgas-Emissionen nehmen weltweit zu – Keine Umkehr in Sicht. In: Wochenbericht des DIW, Nr. 39/2003.
- Zuteilungsgesetz 2007: Gesetz über den nationalen Zuteilungsplan für Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 vom 26.8.2004, BGBl. I Nr.45, S. 2211-2222.
- Zuteilungsverordnung 2007 (ZuV 2007): Verordnung über die Zuteilung von Treibhausgas-Emissionszertifikaten in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 vom 31.8.2004, BGBl. I Nr. 46 S. 2255-2272.

8 Der Mikroplan (ISI, Öko-Institut, DIW Berlin)

8.1 Vorbemerkungen (ISI)

Im *Mikroplan* wird festgelegt, nach welchen Methoden, Regeln und Kriterien die Allokation vorgenommen wird und welche Zuteilungsmengen sich hieraus gemäß der verwendeten Datenbasis für die einzelnen Anlagen ergeben. Der Mikroplan enthält Regelungen für Bestandsanlagen sowie für Neuanlagen und Anlagenstilllegungen. Anhang I der Emissionshandelsrichtlinie legt fest, welche Anlagen in den Anwendungsbereich der Richtlinie fallen. Die konkrete Umsetzung der Anlagendefinition richtet sich in Deutschland nach dem Treibhausgasemissionshandelsgesetz (TEHG) und orientiert sich an der 4. BImSchV (vgl. Kapitel 5). Von der Möglichkeit im Rahmen des so genannten Opt-ins nach Artikel 24 der EU-Emissionshandelsrichtlinie auch Anlagen aus Anhang I einzubeziehen, die die dort angeführten Schwellenwerte für Kapazität bzw. Produktionsmengen unterschreiten, wurde in Deutschland nicht Gebrauch gemacht (vgl. Kapitel 5). Dasselbe gilt für eine temporäre Befreiung von der Teilnahmeverpflichtung am EU-Emissionshandel, die gemäß Artikel 27 der Emissionshandelsrichtlinie bis Ende 2007 für Anlagen bzw. Branchen unter bestimmten Auflagen möglich gewesen wäre.

Die konkreten Regelungen auf der Ebene des Mikroplans müssen bestimmten Vorgaben der EU-Emissionshandelsrichtlinie genügen. Zum einen schreibt Artikel 10 der Richtlinie vor, dass ein bestimmter Anteil der Zertifikate kostenlos zuzuteilen ist. Zum anderen sind bei der Festlegung der Zuteilungsregeln für Bestands- und für Neuanlagen die Kriterien des Anhang III der Richtlinie zu berücksichtigen. So darf nach Kriterium 5, Anhang III, *„der Plan Unternehmen oder Sektoren nicht in einer Weise unterschiedlich behandeln, dass bestimmte Unternehmen oder Tätigkeiten ungerechtfertigt bevorzugt werden.“* Kriterium 10, Anhang III, schreibt vor, dass der Allokationsplan *eine Liste der unter diese Richtlinie fallenden Anlagen unter Angabe der Anzahl Zertifikate enthalten muss, die den einzelnen Anlagen zugeteilt werden sollen“* (EU-Emissionshandelsrichtlinie, L 275/43).⁶⁰ Außerdem muss der Plan gemäß Kriterium 6, Anhang III, *„Angaben darüber enthalten, wie neue Marktteilnehmer sich am Gemeinschaftssystem in dem betreffenden Mitgliedstaat beteiligen können“* (EU-Emissionshandelsrichtlinie, L 275/43).⁶¹

In diesem Kapitel werden die Grundregeln für die Zuteilung für Bestandsanlagen und Neuanlagen sowie für Anlagenstilllegungen behandelt. Während der Schwerpunkt auf der Darstellung und der Diskussion der entsprechenden Regelungen des ZuG 2007 liegt, werden auch

⁶⁰ Die Kommission beruft sich in ihrer Ablehnung der Ex-post-Korrekturen auf Kriterium 10 und fordert die strikte Einhaltung des Ex-ante-Prinzips, wonach eine getroffene Zuteilungsentscheidung nicht mehr verändert werden kann (vgl. Kapitel 8.5).

⁶¹ Im anschließenden Kapitel 9 wird u. a. ausführlich dargelegt wie weitere Zuteilungskriterien aus Anhang III der Richtlinie bei der Erstellung des NAP und im ZuG 2007 beachtet wurden. Die Regelungen für frühzeitiges Tätigwerden (*Early action*) (Kriterium 7) sind in Kapitel 9.2 dargestellt. Die Berücksichtigung des Minderungspotenzials (Kriterium 3) findet sich in Zusammenhang mit den Regelungen für prozessbedingter Emissionen in Kapitel 9.3. Die Behandlung sauberer Technologien (Kriterium 8) wird in Kapitel 9.4 beschrieben. Eine Prüfung der Konsistenz mit den übrigen rechtlichen und politischen Instrumenten der EU (Kriterium 4) erfolgt in Kapitel 9.6.

Regelungen erläutert, die im Vorfeld der Erstellung des NAP diskutiert, letztendlich aber nicht weiter verfolgt wurden. Die Regelungen für Bestandsanlagen sowie für Neuanlagen und Anlagenstilllegungen in den Kapiteln 8.2 und 8.3 werden anhand eines Analyserasters präsentiert, das zunächst die Problemstellung, anschließend die Regelungsalternativen, danach die getroffenen Regelungen und abschließend deren Bewertung sowie einen Ausblick umfasst.

Im Anschluss wird in Kapitel 8.4 dargelegt, wie mit Hilfe des Erfüllungsfaktors und der anteiligen Kürzung von Zuteilungen ein Ausgleich des Mikroplans mit dem Makroplan erreicht wird und welche alternativen Möglichkeiten hierfür bestehen. In Kapitel 8.5 wird schließlich gesondert die Frage der bisher noch umstrittenen Ex-post-Korrekturen behandelt, die der deutsche Allokationsplan und das ZuG 2007 an mehreren Stellen vorsieht.

8.2 Bestandsanlagen (ISI)

8.2.1 Regelungsnotwendigkeiten

Bevor es zum Handel mit EUA kommen kann, müssen diese im „Rahmen der Erstausrüstung“ (Primärallokation) in der vorgesehenen Höhe in Verkehr gebracht werden. Die Marktteilnehmer können dann entscheiden, ob und in welchem Umfang sie diese „Erstausrüstung“ zur Deckung der eigenen Emissionen sofort oder später (*Banking*) verwenden wollen, oder ob sie sie am Markt verkaufen wollen. Prinzipiell kann diese Primärallokation entweder marktwirtschaftlich durch eine Versteigerung oder planwirtschaftlich durch eine Rationierung (Verkauf zu Fixpreis oder Gratisvergabe) erfolgen. Die Einhaltung des Kriteriums der statischen Effizienz⁶² können sämtliche Verfahren für die Primärallokation – zumindest theoretisch – gewährleisten, auch wenn eine Auktion aus anderen wirtschaftstheoretischen Erwägungen das überlegene Verfahren darstellt (vgl. Kapitel 3.7.1). Der entscheidende Unterschied zwischen einer Gratisvergabe und einer Versteigerung der Berechtigungen liegt aus statischer Perspektive zunächst in unterschiedlichen Verteilungswirkungen.

Die Mitgliedsstaaten unterliegen bei der Ausgestaltung der Primärallokation allerdings Einschränkungen durch die Emissionshandelsrichtlinie. Artikel 10 der Richtlinie schreibt den Mitgliedsstaaten nämlich vor, dass in der ersten Handelsperiode mindestens 95 % der Zertifikate kostenlos zuzuteilen sind. In der zweiten Handelsperiode muss dieser Anteil mindestens 90 % betragen. Bereits im Vorfeld der Aufstellung des NAP wurde von Seiten der Wirtschaft gefordert und von politischer Seite zugesagt, dass es in Deutschland zu einer reinen Gratisvergabe kommen solle. Letztendlich wurde diesen Forderungen Rechnung getragen, indem im deutschen Allokationsplan für die Periode 2005-2007 wie auch im ZuG 2007 (§ 18) festgeschrieben wurde, dass die Zuteilung der Emissionsberechtigungen für Anlagen, die dem TEHG unterliegen für die Perioden 2005-2007 und 2008-2012 kostenlos erfolgt.

Mit dieser Bindung reduzierte sich die Problematik der Primärallokation auf die Festlegung von Regelungen für eine reine Gratisvergabe der Berechtigungen. Als grundlegende Ansätze für eine kostenlose Allokation kommen für Bestandsanlagen Grandfathering (Zuteilung anhand der historischen Emissionen einer Anlage im Basiszeitraum) und Benchmarking (Zutei-

⁶² Darunter versteht man, dass ein vorgegebenes Emissionsziel zu minimalen Minderungskosten erreicht wird.

lungen auf Basis spezifischer Emissionswerte) in Frage (vgl. Kapitel 3.7.1). Bei der Auswahl der Erstzuteilungsverfahren waren darüber hinaus gewisse Gestaltungsgrundsätze zu berücksichtigen.⁶³ Aus Sicht der *Praktikabilität* ergaben sich nicht zuletzt infolge des engen Zeitrahmens, der zur Umsetzung der Richtlinie zur Verfügung stand, Einschränkungen aus der Verfügbarkeit und der Qualität der Daten (z. B. Emissionen und Output auf Anlagenebene für weiter zurückliegende Basisjahre, anlagenspezifische Outputprojektionen).

Vor dem Hintergrund der Modernisierungsmaßnahmen in den Neuen Bundesländern zu Beginn der 90er Jahre stand besonders in Deutschland die Berücksichtigung frühzeitiger klimaschützender Aktivitäten im Mittelpunkt der Diskussion um die Ausgestaltung der Regelungen für Bestandsanlagen. Aus *Akzeptanzgründen* und aus Gründen der Verteilungsgerechtigkeit waren daher *Early action*-Maßnahmen aus der Vergangenheit adäquat zu berücksichtigen (vgl. Kapitel 9.2).

Zur Verbesserung der *Planungssicherheit* sollten die Zuteilungsregeln transparent und dauerhaft sein. Sie sollten möglichst wenig Raum für „diskretionäre Politiken“, d. h. politische Ad hoc-Änderungen der Rahmenbedingungen für die Erstvergabe, lassen. Eine erhöhte Planungssicherheit sollte insbesondere zur Unterstützung einer langfristigen Ausrichtung der Investitionsentscheidungen der Unternehmen beitragen.

Weitere Gestaltungsgrundsätze waren im Hinblick auf mögliche Benchmarkregelungen zu beachten. Aus Gründen der *Gleichbehandlung* sollten bei der Bildung von Aggregaten nur gleiche oder gleichartige Anlagen in homogenen Gruppen zusammengefasst werden. Aus Gründen der *Rechtssicherheit* wurde die Eindeutigkeit der Zuordnung der Anlagen zu den einzelnen Kategorien als besonders wichtig erachtet. Dadurch ließen sich zahlreiche Einzelfallregelungen vermeiden, der Verwaltungsaufwand reduzieren sowie die Transparenz der Zuteilung erhöhen. Auch aus *Effizienzgründen* wurde es schließlich für erforderlich erachtet, dass durch die Wahl der Bezugsgröße möglichst keine Anreizbeschränkungen im Hinblick auf die verfügbaren Optionen für eine Reduktion der Treibhausgasemissionen ausgehen. Solche Einschränkungen des Lösungsraumes können z. B. im Zusammenhang mit der Ex-post-Korrektur (vgl. Kapitel 8.5) oder einer möglichen Anpassung der Basisperiode (*Updating*) für die Zuteilung in zukünftigen Handelsperioden auftreten, wenn sich die Erstzuteilung der Zertifikate auf einen Output bezieht, der wesentliche Reduktionsmöglichkeiten zur Emissionsminderung außer Acht lässt. Dies gilt etwa, wenn sich die Erstzuteilung der Zertifikate auf CO₂ pro Wärmeeinheit bezieht, während die entscheidende Differenzierung zwischen den Anlagen in dem Wärmebedarf pro t Produktoutput besteht, worin sich letztendlich die Emissionsfreundlichkeit des Produktionsprozesses widerspiegelt.⁶⁴

⁶³ Vergleiche dazu auch die Ausführungen im so genannten „Eckpunktepapier“ (DIW/Öko-Institut/Fraunhofer ISI 2003).

⁶⁴ Darüber hinaus wirkt sich die Wahl der Bezugsgröße auch auf die Verteilung der Emissionsrechte (*Early action*) aus.

8.2.2 Regelungsalternativen

Die konkrete Auswahl der Grundregeln für eine Gratisvergabe spielen in Bezug auf die statische Effizienz des Emissionshandels unter bestimmten Annahmen keine Rolle, da die Opportunitätskosten des Emissionsausstoßes durch diese Wahl nicht beeinträchtigt werden. Zu diesen Annahmen zählt insbesondere, dass die Emittenten ihre Zuteilungsmenge nicht durch ihr eigenes Verhalten beeinflussen können. Dies wäre zum Beispiel bei einer Ex-post-Korrektur für die Zuteilung innerhalb einer Handelsperiode oder bei einem Updating der Fall. Letztendlich sind mit der konkreten Wahl der Zuteilungsregelungen wiederum Verteilungseffekte verbunden. Als Datenbasis für die Anwendung der Zuteilungsregeln auf die einzelnen Bestandsanlagen wurde durch einen Beschluss der Bundesregierung vom 28. Mai 2003 im Rahmen der Datenerfassung schon relativ frühzeitig der Zeitraum 2000–2002 als Basisperiode festgelegt.

Aus der Vielzahl denkbarer Variationen wurden zunächst folgende generische Verfahren für eine vertiefte Betrachtung identifiziert, die auch miteinander kombiniert werden können (vgl. auch DIW/Öko-Institut/Fraunhofer ISI 2003):

- a) Orientierung an Emissionen aus einer Referenzperiode, d. h. absolutes Grandfathering (z. B. Durchschnitt 2000-2002 oder drei aus vier Jahren zwischen 1999-2002),
- b) Benchmarks mit Durchschnittswerten aus einer Referenzperiode,
- c) Benchmarks mit Werten, die sich an Branchenzielen für homogene Teilbranchen orientieren,
- d) Verknüpfung von historischen spezifischen Emissionswerten einer zurückliegenden Basisperiode mit anlagenspezifischen Outputwerten aus der Referenzperiode („Baden Württemberg-Formel“).

Diese Alternativen unterscheiden sich hinsichtlich des Datenbedarfs und der Anzahl an notwendigen (zu verhandelnden) Festlegungen (vgl. nachstehende Tabelle 8-1) sowie hinsichtlich der (automatischen) Einbeziehung von *Early action*.

- Bei der Alternative (a) „Absolutes Grandfathering“ ergibt sich die Erstverteilung entsprechend der Formel

$$\text{Anlagenemissionen} \times (\text{Gesamt} -) \text{Erfüllungsfaktor}$$

Diese Alternative stellt die geringsten Anforderungen an die Datenlage. Zugleich ist sie auch ohne das Vorliegen von Branchenzielen operationalisierbar. In diesem Fall erfolgt die Erstzuteilung unter Ansatz eines für alle Branchen gleich hohen generellen Gesamt-Erfüllungsfaktors. Der entscheidende Nachteil besteht darin, dass keinerlei Differenzierung zwischen effizienten und weniger effizienten Anlagen erfolgt und somit auch keinerlei Anrechnung von *Early action* erfolgt. Hierzu wäre eine einzelfallbezogene Anrechnung und Prüfung erforderlich, die je nach Ausgestaltung mit hohen Transaktionskosten verbunden sein kann.

- Bei der Alternative (b) „Benchmarks mit Durchschnittswerten aus einer Referenzperiode“ ergibt sich die Erstverteilung entsprechend der Formel

$$\text{Anlagenoutput} \times \text{Durchschnittsbenchmark der zugehörigen Branche} \times (\text{Gesamt} -) \text{Erfüllungsfaktor}$$

Die Alternative (b) ist ebenfalls ohne das Vorliegen von Branchenzielen operationalisierbar. Die Erstzuteilung erfolgt unter Ansatz eines für alle Branchen gleich hohen generellen Erfüllungsfaktors. Bei Alternative (b) muss aber zusätzlich zu (a) zumindest eine Einteilung der Anlagen in möglichst homogene Branchen, für die Durchschnittswerte gebildet werden können, verhandelt werden. Durch die Normierung der Erstverteilung an den Durchschnittswerten ergibt sich, dass effizientere Anlagen relativ besser gestellt werden als weniger effiziente. Damit ergibt sich eine gewisse Berücksichtigung von *Early action*. Da dies für eine technisch homogene Gruppe gelten muss, folgt daraus die Notwendigkeit einer vergleichsweise hohen Disaggregation. „Heterogene“ Bereiche (Branchen oder Subbranchen), für die eine solche Disaggregation aus technischen oder politischen Gründen nicht möglich ist, erhalten eine Zuteilung auf Basis einer alternativen Allokationsregel (z. B. Alternative (a)).

- Die Etablierung von Branchenzielen unter (c) „Benchmarks mit Branchenzielen für homogene Teilbranchen“ weist den Vorteil auf, dass sich Branchenspezifika (z. B. branchenbezogene *Early action*, Wettbewerbsintensität, Investitionszyklen, Wirtschaftswachstum etc.) bei der Zuteilung berücksichtigen lassen. Bei Vorliegen eines Branchenziels für eine homogene Anlagenkategorie ist auch ein Benchmarking-Ansatz möglich, der im Unterschied zu einem sich an BvT-Werten etc. orientierenden Benchmark geringere Datenerfordernisse aufweist. Die Erstverteilung ergibt sich aus der Formel

$$\text{Anlagenoutput} \times \frac{\text{branchenbezogenes Ziel}}{\text{Branchenoutput}}.$$

Hierbei fungiert das Branchenziel, dividiert durch den Gesamtoutput der Branche, als Benchmark-Wert. Alternativ lässt sich diese Zuteilungsregel auch über branchenspezifische Erfüllungsfaktoren darstellen:

$$\text{Anlagenoutput} \times \text{Benchmark der zugehörigen Branche} \times \text{branchenspezifischer Erfüllungsfaktor}$$

Der branchenspezifische Erfüllungsfaktor stellt sicher, dass das Branchenziel eingehalten wird und errechnet sich aus dem Verhältnis von branchenbezogenem Ziel und dem mathematischen Produkt aus Branchenoutput und Benchmark.

Die Zuteilung auf Anlagenebene ist bei dieser Zuteilungsregel proportional zum Anteil des Anlagenoutputs am Branchenoutput. Als Outputgrößen kommen generell die in Kapitel 3.7.5 angeführten Konzepte in Frage. Die Vorteile von Alternative (c) liegen vor allem darin, dass sich *Early action* innerhalb der homogenen Gruppen sowie Branchenspezifika berücksichtigen lassen.

- Bei der Alternative (d) „Verknüpfung von historischen spezifischen Emissionswerten einer zurückliegenden Basisperiode mit anlagenspezifischen Outputwerten aus der Referenzperiode“ ergibt sich die Erstzuteilung aus der so genannten Baden-Württemberg-Formel (BW-Formel):

$$\text{Anlagenoutput in Referenzperiode} \times \text{spezifische Emission in vergangener Basisperiode} \times (\text{Branchen-})\text{Erfüllungsfaktor}$$

Dieses Vorgehen berücksichtigt automatisch *Early action* und emissionsmindernde Strukturverschiebungen. Allerdings setzt die Verwendung der BW-Formel sinnvollerweise das Vorliegen von branchenbezogenen Erfüllungsfaktoren voraus, da anderenfalls die Erstverteilung in einzelnen Branchen sehr stark von der *Early action* in anderen Branchen abhängen würde. Hinzu kommt das Problem der Verfügbarkeit von historischen Daten. Da sie für weiter zurückliegende Jahre (z. B. 1990) nicht gesichert ist, muss der flächendeckende Einsatz der BW-Formel mit einheitlicher früher Basisperiode als nicht praktikabel eingestuft werden.

Tabelle 8-1: Notwendige Daten zur Berechnung der Erstverteilung für unterschiedliche Alternativen

| Alternative | zeitnahe Emission Referenzperiode | zeitnahe Output Referenzperiode | Zugehörigkeit homogene Branche | Branchenziel | anlagen-spezifische Emission histor. Basisjahr | anlagen-spezifischer Output histor. Basisjahr |
|-------------|-----------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|--------------|--|---|
| a | X | | | | | |
| b | X | X | X | | | |
| c | | X | X | X | | |
| d | | X | | X | X | X |

Quelle: DIW/Öko-Institut/Fraunhofer ISI (2003)

Für die konkrete Ausgestaltung der anlagenspezifischen Erstverteilung wurden folgende Kombinationen der einzelnen Alternativen als sinnvoll erachtet.

- i) Ein einheitliches Vorgehen mit einem Verfahren für alle ET-Branchen erscheint nur bei dem Verfahren mit den geringsten Anforderungen (Alternative a) möglich zu sein. Zur Vermeidung einer einzelfallbezogenen *Early action*-Anrechnung könnte hierbei auch das Heranziehen einer regelgebundenen *Early action* unter Berücksichtigung entsprechender Veränderungen der spezifischen Emissionswerte erwogen werden. Dieses Vorgehen orientiert sich an der Alternative d), übernimmt diese jedoch nicht in reiner Form.
- ii) Die Alternativen b) und c) kommen nur für die vergleichsweise homogenen ET-Branchen in Frage. Für die heterogenen ET-Branchen verbleibt als Möglichkeit Alternative (i). Um unerwünschte Verteilungseffekte aus der unterschiedlichen Behandlung von *Early action* abzufedern, sollten zumindest Zielwerte für die Aggregate der homogenen und heterogenen Branchen vorgegeben werden. Bei der Anwendung der Alternativen b) und c) entschärft sich das Problem der Bereitstellung von Prüf- bzw. Validierungskapazitäten für eine *Early action*-Anrechnung insofern, als nur Teilneh-

mer aus heterogenen Branchen betroffen wären, so dass die Anzahl der zu behandelnden Fälle geringer ausfallen würde.

Aufgrund dieser Überlegungen sollte – da infolge der auf EU-Ebene und auf nationaler Ebene bereits getroffenen Entscheidungen eine mengenmäßig bedeutsame Auktionierung höchstens langfristig möglich sein würde – zumindest mittelfristig ein Benchmarking anhand von Branchendurchschnitten angestrebt werden. Dies setzt allerdings eine hinreichende Homogenität innerhalb der Branchen bzw. Subbranchen voraus. Erste Untersuchungen zeigten, dass diese Voraussetzung schon in der Einführungsphase für Teile der betroffenen Bereiche erfüllt ist bzw. geschaffen werden könnten. Die Bildung solcher homogener Aggregate wurde für zahlreiche ET-Branchen grundsätzlich für möglich gehalten, hätte allerdings in vielen Fällen eine tiefer gehende Disaggregation erforderlich gemacht als sie die Richtlinie für die ET-Branchen vorsieht und wie sie z. B. den Verhandlungen zu den Selbstverpflichtungen zu Grunde lagen. Ein flächendeckendes Benchmarking für Bestandsanlagen wurde allerdings in der Einführungsphase insbesondere für heterogene Bereiche nicht für möglich erachtet. Stattdessen wurde ein Mischsystem mit Benchmarks auf Basis von Branchendurchschnitten und ein absolutes Grandfathering am ehesten als zielführend erachtet. Vor dem Hintergrund der bereits getroffenen Entscheidungen zur Datenerhebung lag als Basisperiode der Zeitraum 2000-2002 im Prinzip schon fest. Eine Zuteilung auf Basis hochgerechneter bzw. angemeldeter Emissionen wäre nur für Bestandsanlagen möglich, denen für diesen Zeitraum keine oder nur partiell Emissionsdaten zur Verfügung standen, z. B. weil sie erst nach dem Jahr 2000 in Betrieb gegangen sind.

8.2.3 Betroffene Regelungen

8.2.3.1 Regelungen des NAP

Bei der Erstellung des NAP erwies sich eine Festlegung bzw. Aushandlung von Sektorbudgets im Rahmen eines politischen Verhandlungsprozesses mit den relevanten Akteursgruppen – nicht zuletzt auf Grund des vorgegebenen engen Zeitplans – als nicht realisierbar. Für Bestandsanlagen scheiterte eine Benchmark-Regelung u. a. an den hohen Anforderungen an die Datenbasis und den umfangreichen Vorarbeiten, die für die Bildung von Produktgruppen sowie die Ermittlung der Benchmarks erforderlich gewesen wären. Der ursprüngliche NAP 2005-2007, der am 31. März 2004 bei der Kommission zur Notifizierung eingereicht wurde, enthielt neben der bereits erwähnten Festlegung einer hundertprozentigen Gratisvergabe im Kern die Zuteilungsregelungen für Bestandsanlagen, die sich mit einigen Ergänzungen und Modifikationen dann auch im ZuG 2007 wieder finden sollten. Dazu zählen insbesondere:

- *Zuteilung auf Basis durchschnittlicher historischer Emissionen (Grandfathering):* Zuteilung für Anlagen, die bis Ende 2002 in Betrieb gegangen sind, erfolgt auf Basis der durchschnittlichen historischen CO₂-Emissionen der Basisperiode 2000-2002. Durch die Wahl von historischen Durchschnittswerten lassen sich zufalls- und konjunkturbedingte Schwankungen in der Anlagenauslastung innerhalb des Basiszeitraums berücksichtigen. Als Problem der Basisperiode 2000 – 2002 wurde von einigen Branchen (z.B. Zement, Ziegel) allerdings gesehen, dass sie in dieser Periode ei-

ne konjunkturell bedingt sehr schlechte Auslastung hatten. Eine Zuteilung auf dieser Grundlage für diese Branchen würde demnach unangemessen niedrig ausfallen.

- Die Basisperiode ist abhängig vom *Datum der Inbetriebnahme* der Anlage (vgl. auch Kapitel 6.3), wobei Emissionen für diejenigen Jahre, in denen die Anlage in Betrieb genommen wurde, ggf. hochzurechnen sind. Dadurch sollte ein möglichst vergleichbarer Basiszeitraum sichergestellt werden.
- *Einheitlicher Erfüllungsfaktor*: Die Zuteilungsmenge bei einer Zuteilung auf Basis historischer Emissionen wird über die Multiplikation der historischen Emissionsdaten mit einem einheitlichen Erfüllungsfaktor für die erste Handelsperiode ermittelt. Das heißt, es werden in Ermangelung sektorspezifischer Ziele auch keine sektorspezifischen Erfüllungsfaktoren angewendet.
- *Zuteilung auf Basis angemeldeter Emissionen*: Die Zuteilung für Anlagen bzw. Anlagenerweiterungen, die zwischen dem 1. Januar 2003 und dem 31. Dezember 2004 in Betrieb gegangen sind, entspricht den angemeldeten jahresdurchschnittlichen CO₂-Emissionen der Anlagen. Für diese Anlagen war ein Erfüllungsfaktor von 1 für insgesamt 12 Jahre vorgesehen. Ursächlich für diese Privilegierung waren Bestandschutzargumente für gerade erst errichtete Anlagen sowie der Grundgedanke, diese neuen Anlagen mit *Early action-Anlagen* gleichzustellen (vgl. Kapitel 9.2)⁶⁵. Die Regelung unterstellt damit implizit, dass diese Anlagen in Bezug auf CO₂-Emissionen mindestens so effizient sind, wie Anlagen, für die infolge von Modernisierungen die besonderen *Early action*-Zuteilungsregeln zum Tragen kommen.
- *Ex-post-Korrektur* für Zuteilung auf Basis angemeldeter Emissionen: Fällt das tatsächliche Aktivitätsniveau geringer oder höher aus als das Niveau, das bei der Berechnung der Zuteilungsmenge zu Grunde gelegt wurde, so erfolgt eine Ex-post-Korrektur. Bei der Ausgabe der Emissionsberechtigungen für das Folgejahr werden überschüssig zugeteilte EUA von der berechneten Zuteilungsmenge subtrahiert. Ist das Aktivitätsniveau höher als ursprünglich veranschlagt, werden die zusätzlichen Emissionsberechtigungen bei der nächsten Ausgabe addiert. Im Prinzip verbirgt sich hinter dieser Ex-post-Korrektur das Konzept einer *bedarfsgerechten Zuteilung*.

8.2.3.2 Regelungen des ZuG 2007

Die wesentlichsten Änderungen im Hinblick auf die Zuteilung für Bestandsanlagen des ZuG 2007 gegenüber dem ursprünglichen NAP besteht darin, dass Anlagenbetreibern die Option eingeräumt wird, eine Zuteilung nach der Regelung für zusätzliche Neuanlagen zu erhalten (*Optionsregelung*). Bei der Optionsregelung, die im Rahmen der parlamentarischen Beratungen unmittelbar vor der Verabschiedung des ZuG 2007 eingeführt wurde, basiert demnach die Zuteilung auf der Multiplikation eines spezifischen Emissionswertes (ein vorgegebener

⁶⁵ Vgl. Deutscher Bundestag (2004).

Benchmark bzw. nach best verfügbarer Technik) und der erwarteten Auslastung (vgl. Kapitel 8.3).⁶⁶

Die Zuteilungsregeln für Bestandsanlagen, die bis zum 31. Dezember 2002 in Betrieb genommen wurden, finden sich in § 7 ZuG 2007, während § 8 ZuG 2007 die Zuteilung für Anlagen regelt, deren Inbetriebnahme erstmalig in den Jahren 2003 und 2004 erfolgte.

Zuteilung auf Basis historischer Emissionen

Für die *Zuteilung auf Basis historischer Emissionen* nach § 7 (1)-(5) ZuG 2007 wurden im Prinzip die Regelungen des NAP übernommen. Das heißt, die Zuteilungsbasis für Anlagen, deren Inbetriebnahme bis spätestens 31. Dezember 2002 erfolgte, waren die durchschnittlichen jährlichen CO₂-Emissionen der Anlage in einer Basisperiode. Dabei muss die Basisperiode aus mindestens zwei Jahren bestehen und bestimmt sich in Abhängigkeit des Zeitpunkts der Inbetriebnahme (vgl. Tabelle 8-2). Bei Kapazitätsänderungen zwischen dem 1. Januar 2000 und dem 31. Dezember 2002, war für die Bestimmung der Basisperiode der Zeitpunkt der letztmaligen Veränderung von Kapazitäten der Anlage nach ihrer Inbetriebnahme relevant (§ 7 (6) ZuG 2007).

Tabelle 8-2: Ermittlung der anzuwendenden Basisperiode

| Inbetriebnahme der Anlage | Basisperiode | Regelung im ZuG 2007 |
|---------------------------|--------------|----------------------|
| bis 31.12.1999 | 2000 - 2002 | § 7 (2) |
| 1.1.2000 - 31.12.2000 | 2001 - 2003 | § 7 (3) |
| 1.1.2001 - 31.12.2001 | 2001 - 2003* | § 7 (4) |
| 1.1.2002 - 31.12.2002 | 2002 - 2003* | § 7 (5) |

**Die für das Jahr der Inbetriebnahme ermittelten CO₂-Emissionen sind auf ein volles Betriebsjahr hochzurechnen, wobei branchen- und anlagentypische Einflussfaktoren zu berücksichtigen sind.*

Für die Berechnung der Zuteilungen nach § 7 (1)-(5) ZuG 2007 kamen sowohl der allgemeine Erfüllungsfaktor als auch der anteilige Kürzungsfaktor⁶⁷ zur Anwendung. Bei einer Zuteilung, die ausschließlich auf § 7 (1)-(5) ZuG 2007 gründen, erfolgte die maximal mögliche Kürzung in Höhe von 7,40 %. Insofern die Zuteilung nach § 7 (1)-(5) ZuG 2007 mit anderen Zuteilungsregelungen kombiniert wurde (z. B. mit den besonderen Zuteilungsregeln für Early Ac-

⁶⁶ Eine Dokumentation der Methodik zur Definition und Bewertung von Emissionswerten nach best verfügbarer Technik für Strom, Warmwasser und Prozessdampf für Optionsanlagen findet sich in UBA/DEHSt (2000b).

⁶⁷ Ein anteiliger Kürzungsfaktor nach § 4 (4) ZuG 2007 kam je nach Zuteilungsart alleine oder zusätzlich zum allgemeinen Erfüllungsfaktor zur Anwendung. Er stellte – da sowohl das Gesamtbudget als auch der Erfüllungsfaktor in ihrer Höhe gesetzlich festgeschrieben sind – sicher, dass die zugeteilten Mengen das jährliche Budget von 495 Mio. t nicht überschreiten (vgl. Kapitel 8.5).

tion nach § 12 oder für prozessbedingte Emissionen nach § 13), lag die Kürzung unterhalb des maximal möglichen Wertes.

Zuteilung auf Basis angemeldeter Emissionen

Für Anlagen oder Kapazitätserweiterungen, die in den Jahren 2003 oder 2004 erstmalig in Betrieb gegangen sind, erfolgt – wie bereits im ursprünglichen NAP vorgesehen – die Zuteilung auf Basis *angemeldeter Emissionen* nach § 8 ZuG 2007. Die Zuteilungsmenge beruht auf der prognostizierten Produktion und dem Emissionswert je erzeugter Produkteinheit der Anlage. Laut Gesetz wird ein Erfüllungsfaktor für 12 Jahre nach Inbetriebnahme nicht angewandt. Gemäß der Interpretation der DEHSt erfolgte bei der Zuteilung der Emissionsberechtigungen für diese Anlagen weder eine Kürzung über den allgemeinen Erfüllungsfaktor noch über den anteiligen Kürzungsfaktor.

Optionsregelung

Im Rahmen der Optionsregelung können Betreiber bestehender Anlagen alternativ zu den Zuteilungen auf Basis historischer Emissionen bzw. auf Basis angemeldeter Emissionen auch eine Zuteilung nach der Regel für zusätzliche Neuanlagen (§ 11 ZuG 2007) beantragen.⁶⁸ Für Anlagen, die eine Zuteilung nach § 7 (12) ZuG 2007 erhielten, erfolgte eine Anpassung über den anteiligen Kürzungsfaktor, jedoch nicht über den allgemeinen Erfüllungsfaktor gemäß § 5 ZuG 2007. Im Gegensatz dazu kamen für Anlagen mit einer Zuteilung nach § 8 (6) ZuG 2007 weder der allgemeine Erfüllungsfaktor noch der anteilige Kürzungsfaktor zur Anwendung. Hinter dieser asymmetrischen Behandlung stehen letztendlich Bestandsschutzüberlegungen zugunsten von Anlagen, die erst kürzlich (in 2003 bzw. 2004) in Betrieb genommen wurden. Diese sollten nicht schlechter gestellt werden als Neuanlagen, die ebenfalls eine Zuteilung nach § 11 ZuG 2007 erhalten, und zwar ohne dass der allgemeine Erfüllungsfaktor noch der anteilige Kürzungsfaktor angewendet werden.

Ex-post-Korrekturen

Um zu vermeiden, dass Emittenten durch Angabe einer überhöhten Auslastung bei der Antragstellung zu viele EUA erhalten („Überallokation“), erfolgt für eine in den Jahren 2003 oder 2004 in Betrieb genommene Bestandsanlage oder für eine Bestandsanlage, für die die Optionsregelung in Anspruch genommen wurde, eine Ex-post-Korrektur, falls die tatsächliche Produktionsmenge geringer ist als die zuvor erwartete bzw. angemeldete. Im Unterschied zur ursprünglich geplanten Regelung des NAP ist damit zumindest theoretisch eine „Unterallokation“ möglich, da eine Ex-post-Korrektur „nach oben“ nicht mehr vorgesehen ist.

Härtefallregelungen

Eine weitere Neuerung im ZuG 2007 im Vergleich zum ursprünglichen NAP stellen *Härtefallregelungen* dar. Demnach kann auch bei Vorliegen *besonderer Umstände* in der Basispe-

⁶⁸ Vgl. UBA/DEHSt (2005b) für eine Darstellung der Vorgehensweise zur konkreten Bestimmung der Emissionswerte nach BVT für Strom, Warmwasser und Prozessdampf.

riode oder im Fall von *unzumutbaren Härten* die Zuteilung nach angemeldeten Emissionen erfolgen. Voraussetzung für das Vorliegen *besonderer Umstände* (§ 7 (10) ZuG 2007) ist, dass die Zuteilung nach § 7 ZuG 2007 (ggf. einschl. Sonderzuteilungen) um mindestens 25 % niedriger ausfiele als zur Deckung der erwarteten Emissionen erforderlich wäre. Gleichzeitig müssten dem Unternehmen dadurch *erhebliche* wirtschaftliche Nachteile entstehen. Zu den möglichen Umständen, die im Gesetz nicht abschließend aufgeführt sind, zählen zum Beispiel (i) Reparaturen, Wartungen oder Modernisierungen, die zu längeren Stillstandszeiten führten; (ii) die Inbetriebnahme oder der stufenweise Ausbau der Anlage; (iii) Produktionsprozesse oder technische Prozesse, die vorher in anderen Anlagen durchgeführt wurden, die nicht zum EU-Emissionsrechtehandel zählen; sowie (iv) im Laufe der Betriebszeit steigende, prozess-technisch nicht zu vermeidende Brennstoffeffizienzeinbußen. Beim zuletzt genannten Grund wird nur eine Differenz von 9 % (statt 25 %) gefordert. Diese Ausnahmeregelung wurde primär auf Bestreben der Glasindustrie hin eingeführt, um die nutzungsbedingten Effizienzverluste bei Glasschmelzwannen zu berücksichtigen.

Durch diese Härtefallregelung soll für den Fall Vorsorge getroffen werden, dass die Emissionen in der Basisperiode aufgrund besonderer Umstände nicht repräsentativ waren. Dadurch könnte der Betreiber so wenige Berechtigungen zugeteilt bekommen, dass dies dem Unternehmen wirtschaftlich nicht zumutbar wäre. In diesem Zusammenhang ist eine konjunkturell bedingte Produktionssteigerung und eine damit einher gehende Zunahme der CO₂-Emissionen als Grund zur Anerkennung wirtschaftlicher Härten nicht akzeptabel.

Der Betreiber einer Anlage kann eine Zuteilung auf Basis angemeldeter Emissionen aber auch für den Fall beantragen, dass eine Zuteilung auf Basis historischer Emissionen eine *unzumutbare Härte* für das Unternehmen bedeuten würde (§ 7 (11) ZuG 2007). Es handelt sich hierbei im Gegensatz zur Härtefallregelung aufgrund besonderer Umstände um eine verfassungsrechtlich gebotene Regelung, die eine existentielle Gefährdung des Unternehmens infolge der verpflichtenden Teilnahme am Emissionsrechtehandel verhindern soll.

Mit diesen Härtefallregelungen sollten die bekannten Fälle im produzierenden Gewerbe, insbesondere im Stahlsektor, in denen aufgrund einer schrittweisen Kapazitätsauslastung bzw. aufgrund einer Übernahme der Produktion von anderen Standorten hohe Mehremissionen gegenüber der Basisperiode zu verzeichnen waren, erfasst werden.

Der anteilige Kürzungsfaktor wurde auf beide Härtefallregelungen angewendet.

Malusregelung

Als letzte im Unterschied zum ursprünglichen NAP neu eingeführte Regelung ist die so genannte *Malusregelung* des § 7 (7) ZuG 2007 zu nennen. Als *Modernisierungsanreiz* für Kondensationskraftwerke auf Steinkohle- oder Braunkohlebasis, deren Inbetriebnahme mehr als 30 Jahren zurück liegt, soll ab 2008 ein Abschlag auf den Erfüllungsfaktor vorgenommen werden. Die konkreten Regelungen sehen vor, dass für Kraftwerke mit einem geringeren elektrischen Nettowirkungsgrad als 31 % (für Braunkohlekraftwerke ab 2008) bzw. 32 % (für Braunkohlkraftwerke ab 2010) bzw. 36 % (für Steinkohlekraftwerke) der dann jeweils gültige Erfüllungsfaktor um 0,15 verringert wird. Die Malusregel wird nur auf die Zuteilung für den Zeitraum wirksam, ab dem die Anlage länger als 30 Jahre betrieben wurde. Allerdings sollen

Neuanlagen, die Braunkohlekraftwerke innerhalb von zwei Jahren ab den o. g. Zeitpunkten im Rahmen der Übertragungsregelung (§ 10 ZuG 2007) ersetzen, bei der Berechnung der übertragenen Zuteilungsmengen von der *Malusregel*, die sonst ggf. die Altanlage getroffen hätte, ausgenommen werden.

Die besondere Belastung durch die *Malusregel* wurde über eine Kosten-Nutzen Relation begründet (vgl. Deutscher Bundestag 2004): die Umweltbelastung je erzeugte kWh Strom ist für diese Anlagen vergleichsweise hoch. Außerdem konnten sich die Investitionskosten über eine Betriebszeit von 30 Jahren bereits amortisieren. Da die *Malusregel* erst für die zweite sowie für jede folgende Handelsperiode gelten soll, muss sie zuvor noch von der Europäischen Kommission im Rahmen der Prüfung des dann relevanten Nationalen Allokationsplanes genehmigt werden.

8.2.4 Bewertung und Ausblick

Zunächst ist in Bezug auf das *Zuteilungsverfahren* für die erste Handelsperiode festzuhalten, dass die von der EU-Richtlinie eingeräumte Möglichkeit, einen bestimmten Anteil der Emissionsrechte zu versteigern, nicht genutzt wurde. Mit der durchweg kostenlosen Vergabe der EUA wurde vor allem die politische Akzeptanz des Emissionshandelssystems berücksichtigt, aber auch der Aspekt des Bestandsschutzes, der gerade in einer Einführungsphase eine besondere Berechtigung haben kann. Eine Zuteilung eines Teils der Rechte über eine Auktion wäre aus grundsätzlichen Erwägungen einer Gratisvergabe vorzuziehen gewesen. Allerdings wird dies aufgrund der bereits getroffenen Regelung im NAP (Version vom 31.03.04) bzw. im TEHG (vgl. Kapitel 3.7.1) zumindest für Neuanlagen und ggf. auch für Bestandsanlagen erst nach der zweiten Handelsperiode möglich sein. Eine Auktion mit kontinuierlich steigenden Auktionsanteilen kann daher in Deutschland erst langfristig angestrebt werden. Als Vorbereitung könnten jedoch schon frühzeitig Erfahrungen derjenigen Mitgliedstaaten, die schon in der ersten Handelsperiode einen kleinen Teil ihrer Emissionsberechtigungen versteigern (vgl. Kap. 14.3), ausgewertet werden.

Eine Auswertung der gewählten Zuteilungsregeln für Bestandsanlagen ergab (vgl. UBA/DEHSt 2005a), dass eine *Zuteilung auf Basis historischer Emissionen* für etwa 64 % der Anlagen und für knapp 80 % der insgesamt zugeteilten EUA erfolgte. Bei dieser Regelung wurde mit der Basisperiode 2000-2002 der zeitlich späteste Zeitraum als Basisperiode gewählt, für den zum Zeitpunkt der Erstellung des NAP, d. h. Anfang 2004, eine verlässliche Datengrundlage zur Verfügung stand. Für zukünftige Handelsperioden ist zu klären, inwiefern es zu einem (ggf. partiellen) *Updating* der Basisperiode kommen soll. Eine Zuteilung (auch) auf Basis der Emissionen/Produktion der Periode 2005 würde den intendierten Anreizen des Emissionshandels zuwiderlaufen, da Emittenten ggf. einen Anreiz hätten, in der ersten Handelsperiode ihre Emissionen/Produktion auszuweiten, um in der zweiten Handelsperiode mehr Berechtigungen zu erhalten.⁶⁹ Gleichzeitig würden durch ein *Updating* diejenigen Emittenten

⁶⁹ Da es sich dabei allerdings nur um ein Jahr handelt und da die konkreten Zuteilungsregeln im Jahr 2005 noch weitgehend ungewiss sind, ist der verzerrende Einfluss, der von einer solchen Regelung zu erwarten wäre, ggf. gering.

bestraft, die in der ersten Handelsperiode ihre Emissionen mindern. Um die Planungssicherheit auf Seiten der Unternehmen zu erhöhen und um Anreizverzerrungen möglichst schnell zu begegnen, könnte bereits frühzeitig von einem *Updating* Abstand genommen werden. Durch das Zugrundelegen einer dreijährigen Basisperiode ließen sich auslastungsbedingte Schwankungen im Emissionsausstoß in gewissem Umfang berücksichtigen. Eine ähnliche Regelung könnte auch in Zukunft beibehalten werden. Inwiefern in diesem Zusammenhang auch *Flexibilisierungsmöglichkeiten innerhalb der Basisperiode* zugelassen werden sollten, wäre explizit zu prüfen, da das „Auslassen“ eines oder mehrerer Jahre innerhalb der Basisperiode zu erheblichen Veränderungen der insgesamt beantragten Menge führen könnte.

Etwa 8 % der Anlagen mit ca. 4,4 % der zugeteilten Berechtigungen erhielten eine *Zuteilung auf der Basis angemeldeter Emissionen*. Dass Anlagen, die in 2003 oder 2004 den Betrieb aufgenommen haben, 12 Jahre lang einen Erfüllungsfaktor von 1 erhalten sollen, mag aus Gründen der Gleichbehandlung mit *Early action* Anlagen zu rechtfertigen sein. Lange Bindungsdauern schränken allerdings zukünftige Spielräume für die Zuteilungen an andere Anlagen ein. Gleichzeitig lässt der Erfüllungsfaktor von 1 ähnlich wie die vielfältigen Ex-post-Korrekturen zumindest implizit auf eine Zuteilung „nach Bedarf“ schließen. Eine Zuteilung „nach Bedarf“ wäre aus systemaren Gründen abzulehnen, da sie der intendierten Anreizwirkung des Emissionshandelssystems widerspräche und dieses letztendlich nicht nur ineffizient, sondern auch ineffektiv würde.

Die *Optionsregelungen* des ZuG 2007, wonach auch für Bestandsanlagen die Anwendung der Regelung für Neuanlagen gewählt werden kann, erhöhen die Flexibilität und können aus Sicht der Betreiber vorteilhaft sein. Sie können allerdings auch zu einer Überallokation führen. Betreiber von Anlagen, die in der Zuteilungsperiode gegenüber der Basisperiode geringere Emissionsmengen erwarten, können eine Zuteilung auf Basis historischer Emissionen wählen und erhalten ggf. mehr Rechte als sie benötigen. Umgekehrt können sich Anlagenbetreiber, die mit höheren Emissionen als in der Basisperiode rechnen, für die Optionsregel als Grundlage für die Zuteilung entscheiden. Darüber hinaus implizieren diese Optionsregelungen eine gewisse Gleichbehandlung von Bestandsanlagen und Neuanlagen. Allerdings kann die Optionsregelung zu einer Besserstellung von Betreibern mehrerer Anlagen gegenüber Betreibern von weniger Anlagen führen, da Betreiber mehrerer Anlagen einen größeren Spielraum für die Optimierungen des Anlagenbetriebes haben. Betreiber mehrerer Anlagen können Anlagen, die eine Zuteilung nach § 7 (12) ZuG 2007 erhalten, höher auslasten und Anlagen, die eine Zuteilung nach § 7 (1-6) erhalten, entsprechend geringer auslasten. Darüber hinaus erhöhen die Optionsregelungen auch die Komplexität des Systems insgesamt. Der anteilige Kürzungsfaktor wurde zwar endogen bestimmt und war zum Zeitpunkt der Antragstellung in der Höhe unbekannt. Da jedoch sowohl die Zuteilung auf Basis historischer Emissionen nach § 7 (1-5) ZuG 2007 als auch die Zuteilungen nach der Optionsregel § 7 (12) (inkl. der Ex-post-Korrekturen) dem anteiligen Kürzungsfaktor unterlagen, hängt die relative Vorteilhaftigkeit der einzelnen Regelungen nicht von der Höhe des anteiligen Kürzungsfaktors ab. Unter diesen Bedingungen, die zum Zeitpunkt der Antragstellung bekannt waren, war es den Anlagenbetreibern möglich, eine aus ihrer Sicht optimale Wahl der Zuteilungsregel zu treffen. Darüber hinaus bestand die Möglichkeit, gestufte Anträge einzureichen. Letztendlich dienten die Optionsregelungen als Grundlage für etwa 28 % der Anlagen bzw. 16 % der zugeteilten EUA.

Diese starke Inanspruchnahme führte letztendlich zu einer vergleichsweise starken Reduktion von Zuteilungen über den anteiligen Kürzungsfaktor. Vermutlich lässt sich durch die Optionsregelungen auch die vergleichsweise geringe Nutzung der *Härtefallregelungen* erklären.

Die Zuteilungen nach der Härtefallregelung gemäß § 7 (10) ZuG 2007 betragen 4.288.534 Emissionsberechtigungen für 26 Anlagen (davon 1.787.567 Emissionsberechtigungen als zusätzliche Zuteilung zur Zuteilung nach § 7 (1-5) ZuG 2007). Auf Basis der Härtefallregelung gemäß § 7 (11) ZuG 2007 wurden 3.787.551 Emissionsberechtigungen zusätzlich zugeteilt. Sollten die Härtefallregelungen beibehalten werden, gilt es, konkrete und abschließende Kriterien für die Inanspruchnahme einer Härtefallregelung im ZuG 2012 oder in der ZuV 2012 festzulegen. Dies würde auch eine inhaltliche Unterscheidung zwischen den beiden Härtefallregelungen, die für den juristischen Laien nur schwer nachvollziehbar ist, erleichtern. Als Alternative käme eine Streichung der Härtefallregelung aufgrund besonderer Umstände in Frage, wobei zu prüfen wäre, inwiefern durch den Ansatz einer mehrjährigen Basisperiode mit Streichung eines Jahres Ersatz geschaffen werden könnte.

Für zukünftige Handelsperioden könnte ein *Benchmarking*, das dem Grandfathering aus grundsätzlichen Überlegungen vorzuziehen ist, als Grundlage des Zuteilungsverfahrens angestrebt werden. Dazu kann es aus datentechnischen Gründen notwendig werden, auf die Produktionsmengen des Jahres 2005 zurückzugreifen. In diesem Fall würden die Emissions- und Produktionsentscheidungen die künftige Zuteilung zwar mit beeinflussen, der negative Anreizeffekt wäre bei einem Benchmarking allerdings geringer als bei einem absoluten Grandfathering. Die größte Herausforderung läge voraussichtlich in der Identifizierung hinreichend homogener Produktgruppen für Bestandsanlagen sowie in der Festlegung der Benchmarks, wofür zeitintensive Abstimmungen mit den Verbänden notwendig wären.

Im NAP für die erste Handelsperiode wurde die Konsistenz zwischen der Mikroebene und der Makroebene über Minderungsfaktoren hergestellt. Dabei erfolgte im Unterschied zu anderen Mitgliedsstaaten (vgl. Kapitel 14) keine branchenspezifische Differenzierung der Minderungsfaktoren. Alternativ wären auch branchenspezifische *Caps* vorstellbar. Eine solche branchenspezifische Differenzierung der Zuteilung böte beispielsweise den Vorteil, dass Reduktionspotentiale und -kosten (i. e. intersektorale Verteilungseffekte), die Produktionsentwicklung sowie die Wettbewerbssituation (inkl. Überwälzungsmöglichkeiten) nach Branchen getrennt berücksichtigt werden könnten. Gegebenenfalls könnte über die Festlegung von Sonderbudgets auch auf einige der besonderen Zuteilungsregeln bzw. Sonderzuteilungen sowie Härtefallregelungen verzichtet werden, wodurch sich die Komplexität der Zuteilungsregelungen⁷⁰ reduzieren, die Transaktionskosten bei Betreibern und der zuständigen Behörde verringern sowie die Transparenz des Systems – auch hinsichtlich der Berechenbarkeit des Zuteilungsergebnisses für die Anlagenbetreiber sowie der Verteilungseffekte zwischen den verschiedenen Branchen – erhöhen ließe. Sektorale Budgets könnten sowohl mit als auch ohne Benchmarks für Bestandsanlagen angewendet werden, würden aber wohl deren Anwendung erleichtern. Allerdings ist bei der Festlegung sektoraler Budgets (wie auch der Benchmarks) bei einem

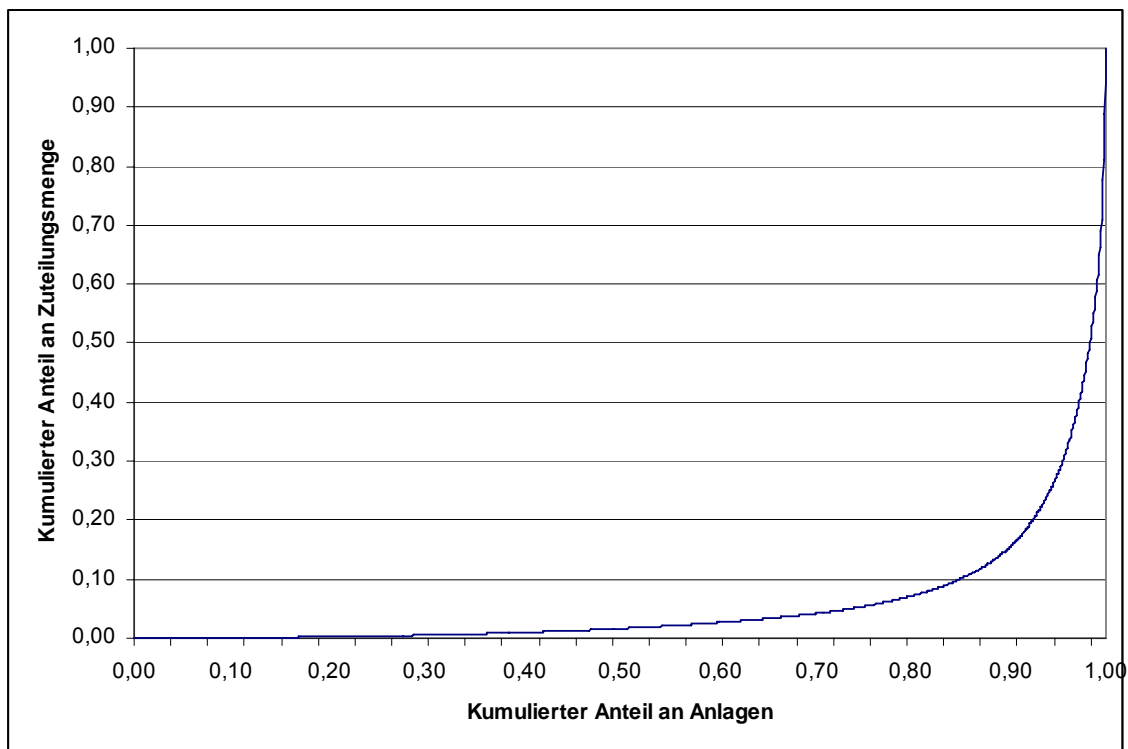
⁷⁰ Da die einzelnen Allokationsregeln auch kombiniert werden konnten, kam es bei der Zuteilung für die erste Handelsperiode zur Anwendung von ca. 60 verschiedenen Kombinationsmöglichkeiten.

vorgegebenen Gesamt-Cap für den Emissionshandelsbereich mit einem erheblichen Abstimmungsbedarf – und im Prozess mit erheblichen Verteilungskämpfen zwischen den einzelnen Branchen - zu rechnen. Darüber hinaus wäre eine Ex-ante-Bestimmung von sektoral differenzierten Caps hinsichtlich der Einhaltung des Gesamt-Caps mit erheblichen Herausforderungen hinsichtlich Methodik und Datenverfügbarkeit verbunden.

In Bezug auf die *Anlagenabgrenzung* zeigt sich – auch mit Blick auf die Regelungen in anderen Mitgliedsstaaten (vgl. Kapitel 14.2) – dass die IPPC-Richtlinie als Grundlage problematisch ist. Zum einen gibt es zwischen den Staaten Unterschiede in der nationalen Umsetzung. Zum anderen führt die Auslegung in Deutschland, der der Anlagenkatalog der 4. BImSchV zu Grunde liegt, dazu, dass es zur Ungleichbehandlung von identischen Anlagen kommt. Eigentliches Ziel sollte es sein, die großen Emittenten unterschiedslos einzubeziehen. Um unverhältnismäßig hohe Transaktionskosten im Vergleich zu den Emissionen bzw. zu den Mindesteinkaufspreisen für Kleinstanlagen zu vermeiden, ist die Einführung einer *De minimis*-Regel in Betracht zu ziehen (siehe z. B. Schleich und Betz 2004). Abbildung 8-1 zeigt beispielsweise, dass die 50 % kleinsten Anlagen nur rund 1,6 % der Emissionsberechtigungen erhalten, während die 10 % größten Anlagen rund 85 % der Emissionsrechte erhalten. Für eine *De minimis*-Regel wäre eine Bagatellgrenze für den jährlichen Treibhausgasausstoß in Höhe von beispielsweise 5.000 oder 10.000 t CO₂ festzulegen. Aus Abbildung 8-2 lässt sich dann der Anteil bestimmen, den diese Anlagen an der Gesamtzuteilung ausmachen. So erhalten beispielsweise Anlagen mit einer jährlichen Zuteilung von bis zu 5.000 t CO₂ p.a. (entsprechen ca. 16 % der Anlagen) etwa 0,14 % der Gesamtzuteilung, und Anlagen mit einer Zuteilung von bis zu 10.000 t CO₂ p.a. (entsprechen ca. 31 % der Anlagen) erhalten etwa 0,55 % der zuteilten Emissionsrechte. Die Implikationen einer Emissionsgrenze von 25.000 t CO₂ p.a., die bei der niederländischen Opt-out Regelung angesetzt wurde, lassen sich für Deutschland dann abschätzen, wenn man die historischen Emissionen mit den Zuteilungsmengen näherungsweise gleichsetzt. In diesem Fall führt eine Bagatellgrenze in Höhe von 25.000 t CO₂ p.a. zum Ausschluss von über 50 % der Anlagen, aber lediglich von rund 2 % der Emissionen.

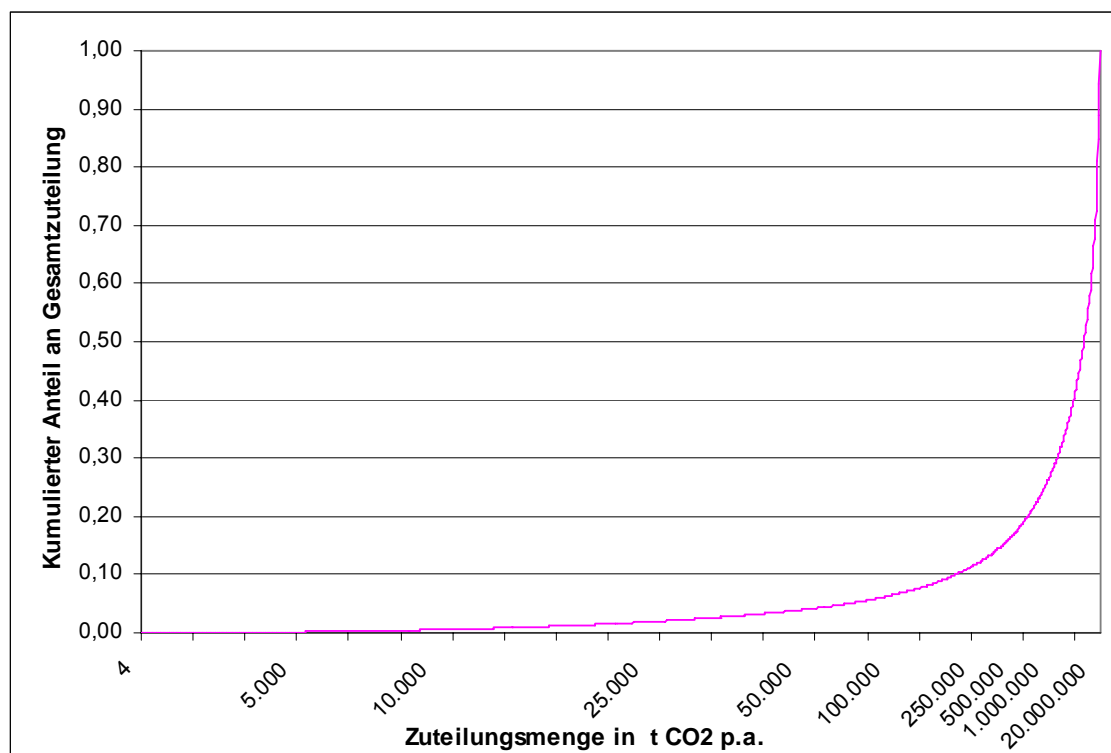
Bei einer solchen *De minimis*-Regel geht es explizit nicht um ein Opt-out nach den Vorschriften des derzeitigen Art. 27 der Emissionshandelsrichtlinie, sondern um einen pauschalen, ggf. fakultativen Ausschluss von Kleinstemittenten, ohne Einhaltung der geforderten Monitoring oder Berichterstattungsvorschriften der Richtlinie. Erforderlich wäre hierzu eine Änderung von Annex I (Ergänzung einer emissionsbezogenen Bagatellgrenze) oder eine Änderung von Art. 27 (Opt-out auch für 2008-2012 mit Bagatellgrenze für Kleinstanlagen). Da beide Änderungen nur im Mitentscheidungsverfahren auch vom EU-Rat und EU-Parlament zu verabschiedet wären, erscheint eine rechtzeitige Umsetzung allerdings eher unwahrscheinlich.

Abbildung 8-1 Verteilung der Zuteilungsmenge



Quelle: Berechnungen des Fraunhofer ISI auf Grundlage der Zuteilungen für die Handelsperiode 2005-2007 durch die DEHSt.

Abbildung 8-2 Zuteilungsmengen pro Jahr und Anteile an Gesamtzuteilung



Quelle: Berechnungen des Fraunhofer ISI auf Grundlage der Zuteilungen für die Handelsperiode 2005-2007 durch die DEHSt.

8.2.5 Literatur

Deutscher Bundestag 2004: Entwurf eines Gesetzes über den Nationalen Zuteilungsplan für Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Handelsperiode 2005 bis 2007 (Zuteilungsgesetz – NAPG), Gesetzesentwurf der Fraktionen SPD und BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN, Drucksache 15/2966, 27.04.2004.

DIW/Öko-Institut/Fraunhofer ISI 2003: Nationaler Allokationsplan (NAP): Gesamtkonzept, Kriterien, Leitregeln und grundsätzliche Ausgestaltungsvarianten, Berlin, Karlsruhe, Juli 2003. („Eckpunktepapier“)

Schleich J. und Betz, R. 2004: EU-emissions trading and transaction costs for small companies, *Intereconomics*, S. 121-123.

UBA/DEHSt 2005a: Emissionshandel in Deutschland: Verteilung der Emissionsberechtigungen für die erste Handelsperiode 2005-2007. Daten und Fakten zur Zuteilung der Emissionsberechtigungen an 1.849 Anlagen. Stand 28. Februar 2005. Berlin.

UBA/DEHSt 2005b: BENCHMARKS Definition und Bewertung von Emissionswerten für Strom, Warmwasser und Prozessdampf entsprechend der besten verfügbaren Techniken (BVT) im Zuteilungsverfahren für die Handelsperiode 2005-2007. Stand 22. Juni 2005. Berlin/Dessau.

8.3 Neuanlagen und Anlagenstilllegungen (Öko-Institut)

8.3.1 Regelungsnotwendigkeiten

Die Stilllegung von alten Anlagen und der Ersatz durch neue, effizientere Anlagen bildet eine zentrale Option der Treibhausgasminderung. Während die Anreizfunktion und die statische Effizienz des Emissionshandelssystems für die bestehenden Anlagen sich vor allem aus den Opportunitätskosten der CO₂-Emissionen und damit weitgehend unabhängig vom Allokationsverfahren (abgesehen von Ex-post-Anpassungen) ergeben, kann die dynamische Effizienz des Emissionshandelssystems durch die Zuteilungsregelungen für Anlagenstilllegungen und Neuanlagen maßgeblich beeinflusst werden. Auch für die Entscheidung der Wirtschaftssubjekte bei der Neuerrichtung von Anlagen müssen daher vom Emissionshandel Preissignale ausgehen, die sich bei unterschiedlichen Emissionsniveaus der Neuanlagen in unterschiedlichen Kosteneffekten niederschlagen.

Daher spielt die Sicherung der dynamischen Effizienz des Systems neben Aspekten von Gleichbehandlung, Planungssicherheit, Praktikabilität und Akzeptanz eine zentrale Rolle bei der Entwicklung und Bewertung des Regelungsgeflechts für Anlagenstilllegungen und Neuanlagenzuteilungen. Vor allem in diesem Regelungsbereich spielen jedoch auch die zukünftig, d.h. die in folgenden Handelsperioden anzuwendenden Zuteilungsregelungen eine wichtige Rolle. Regelungen für Anlagenstilllegungen und Neuanlagenzuteilungen sowohl für die Handelsperiode, in der die Inbetriebnahme erfolgt, als auch für die folgenden Handelsperioden können vor diesem Hintergrund immer nur im Zusammenhang gesehen werden.

Weiterhin sind vor allem hinsichtlich der Neuanlagenregelungen signifikante Abhängigkeiten von den Zuteilungsregelungen anderer Mitgliedstaaten zu konstatieren, die – ähnlich wie bei der Frage des Banking (vgl. Kapitel 10.4) – einzelne Regelungen zumindest in ihrer Grundkonstruktion weitgehend prägen können.

Eine entscheidende Rolle für die Regelungen in diesem Bereich bildet schließlich die möglichst präzise Abgrenzung von Anlageninbetriebnahmen und Anlagenstilllegungen.

Die Identifikation von *Neuanlagen* ist zumindest im Grundsatz einfacher als die Identifikation von Anlagenstilllegungen, da der Status „Neuanlage“ mit der Erteilung einer Genehmigung in Verbindung gesetzt werden kann. Zwar können sich auch hier Probleme ergeben, wenn Anlagen nach der Genehmigung nur schrittweise in Betrieb genommen werden. Dies wird sich aber kaum als fundamentales Problem erweisen, wenn von Einzelfällen abgesehen wird, für die pragmatische Lösungen gefunden werden können. *Kapazitätserweiterungen* können in diesem Zusammenhang ebenso behandelt werden wie Neuanlagen, wenn der Erweiterungsteil einerseits als neu zu genehmigender „Anlagenteil“ und andererseits hinsichtlich seiner Inbetriebnahme abgrenzbar ist.

Deutlich komplizierter ist die Abgrenzung von *Anlagenstilllegungen*. Die Identifikation einer Anlagenstilllegung ist nur dann relativ einfach, wenn die Anlage real geschlossen wird und die Stilllegung seitens des Betreibers (z.B. nach § 15 (3) BImSchG) gegenüber der Behörde angezeigt wird. Andere Konstellationen führen jedoch zu erheblichen Problemen.

So kommt es in der Realität oft zu *voriübergehenden Stilllegungen*. Ein wichtiges Beispiel in diesem Bereich ist die Überführung von Anlagen in die sogenannte Kaltreserve. In der Praxis

werden solche Anlagen faktisch stillgelegt, zur Vermeidung eines Verfalls der Genehmigung (z.B. im herkömmlichen Immissionsschutzrecht) aber in gewissen Abständen kurzzeitig betrieben.

Neben den vorübergehenden Stilllegungen kommt es auch zu *Teilstilllegungen* von Anlagen. Diese Problematik ist eng verbunden mit der Anlagendefinition, die in Deutschland durch Anbindung an das herkömmliche Immissionsschutzrecht (in unterschiedlichen Bundesländern hinsichtlich der Anlagenabgrenzung teilweise höchst unterschiedlich) umgesetzt wird. Sofern ein sehr umfassender Anlagenbegriff den entsprechenden Genehmigungen zu Grunde liegt, gestalten sich Regelungen zu Anlagenstilllegungen als äußerst kompliziert. Wenn sich Anlagengenehmigungen dagegen eher an einzelnen Anlagenteilen ausrichten, ist die Abgrenzung von Anlagenstilllegungen deutlich erleichtert.

8.3.2 Regelungsalternativen

Die folgenden grundsätzlichen Regelungsoptionen können für die Behandlung von *Anlagenstilllegungen* unterschieden werden:

- A1. Die für die jeweilige Handelsperiode im NAP zugeteilten Emissionsberechtigungen werden in der Handelsperiode vollständig ausgegeben, auch wenn der Anlagenbetreiber die Anlagenstilllegung der zuständigen Behörde anzeigt.
 - a) Die Beibehaltung der Zuteilung wird an keine weitere Bedingung geknüpft.
 - b) Die Beibehaltung der Zuteilung wird von der Produktionsübernahme durch eine *neue* Anlage (in der Architektur des EU-Emissionshandelssystems sinnvollerweise nur in Deutschland) abhängig gemacht. Als einfachste und pragmatischste Lösung könnte dabei ein Widerruf der Zuteilung für die Altanlage unterbleiben und der Transfer der Emissionsberechtigungen den Anlagenbetreibern überlassen werden. Voraussetzung dafür ist aber, dass keine anderweitige Zuteilung für die Neuanlage erfolgt. Sofern ein mit einer nur teilweise realisierten Produktionsübernahme entstehender Überschuss an Emissionsberechtigungen speziell berücksichtigt werden soll, könnte dieser in einen Reservefonds fließen. Für einen solchen Rückfluss müsste jedoch in jedem Fall die Zuteilungsentscheidung widerrufen werden.
 - c) Die Beibehaltung der Zuteilung wird von der Produktionsübernahme durch eine *bestehende* Anlage (in der Architektur des EU-Emissionshandelssystems sinnvollerweise nur in Deutschland) abhängig gemacht. Als einfachste und pragmatischste Lösung könnte dabei ein Widerruf der Zuteilung für die Altanlage unterbleiben und der Transfer der Emissionsberechtigungen den Anlagenbetreibern überlassen werden. Auch hier könnte es zu einem Rückfluss von Emissionsberechtigungen in einen Reservefonds kommen, wenn die bestehende Anlage nur einen Teil der Produktion der stillgelegten Anlage übernimmt. Diese Variante würde aber ebenfalls einen Widerruf der Zuteilungsentscheidung machen.
 - d) Als umfassende Lösung könnte weiterhin die Zuteilungsentscheidung widerrufen und die Neuanlage eine Zuteilung erhalten (Übertragsregelung).

- A2. Die für die jeweilige Handelsperiode im NAP zugeteilten Emissionsberechtigungen werden nur teilweise ausgegeben, wenn der Anlagenbetreiber die Anlagenstilllegung der zuständigen Behörde anzeigt.
- a) Die für die jeweilige Anlage bereits ausgegebenen Zertifikate bleiben dem Anlagenbetreiber verfügbar, zum nächsten der Anlagenstilllegung folgenden Ausgabetermin erfolgt jedoch für die jeweilige Anlage keine Ausgabe von Emissionsberechtigungen mehr. Die nicht mehr ausgegebenen Emissionsrechte würden in den Reservefonds fließen. Auch hierfür wäre ein Widerruf der Zuteilungsentscheidung notwendig.
 - b) Die bereits ausgegebenen Zertifikate, die dem Zeitraum von der Anlagenstilllegung bis zum Ende des jeweiligen Kalenderjahres zuzurechnen sind, werden von der zuständigen Behörde vom Anlagenbetreiber zurückgefordert. Die zurückfließenden sowie die nicht mehr ausgegebenen Emissionsrechte würden ebenfalls in den Reservefonds fließen. Auch hierfür wäre ein Widerruf der Zuteilungsentscheidung notwendig.
- A3. Sofern die Emissionen einer bestimmten Anlage einen bestimmten Schwellwert unterschreiten (z.B. im Vergleich zu den jahresdurchschnittlichen Emissionen in der Basisperiode), wird von einer Anlagenstilllegung ausgegangen.
- a) Es werden die Regelungen analog der Varianten A2a) oder A2b) angewendet, sofern die Betreiber nicht darlegen, dass es sich nur um vorübergehende Produktionsrückführungen handelt. Auch hier käme es zu einem Rückfluss von Emissionsberechtigungen in den Reservefonds, was wiederum einen Widerruf der Zuteilungsentscheidung voraussetzt.
 - b) Es werden die Regelungen analog der Varianten A1b) oder A1c) angewendet, wobei die verbleibenden Emissionen der Anlage bei analoger Anwendung der Variante A1b) und A1c) entsprechend berücksichtigt werden. Verbleibende Emissionsberechtigungen würden auch hier – nach Widerruf der Zuteilungsentscheidung – in einen Reservefonds fließen.

Natürlich können die genannten Ausgestaltungsvarianten auch auf vielfältige Weise kombiniert bzw. weiter modifiziert werden (was in den letztlich definierten Zuteilungsregelungen auch geschah).

Neben den genannten expliziten Stilllegungsregelungen sind bei der Bewertung auch die Effekte impliziter Stilllegungsregelungen zu berücksichtigen. Sofern als grundsätzliches Allokationsprinzip für die folgenden Handelsperioden das Updating (für die Aktivitäten – im Kontext eines Benchmarking-Systems – oder aber für die Emissionen) verfolgt wird, entspräche dies den gezeigten Optionen A1b) bzw. A1c) in einer periodenübergreifenden Variante. Die Anpassung an die realen Emissionen würde über die erneuerten Zuteilungsentscheidungen im Rahmen des Updating faktisch entsprechend der Variante A3b) erfolgen. Eine solche periodenübergreifende Regelungsvariante hätte so entsprechend implizit den Effekt einer Stilllegungsregelung, ohne dass sie explizit so formuliert werden müsste.

Die verschiedenen Varianten für die Behandlung von Anlagenstilllegungen unterscheiden sich zunächst mit Blick auf ihre direkten Anreizwirkungen. In den Varianten A1b), A1c) sowie A2) und A3) könnte für die Anlagenbetreiber ein unerwünschter Anreiz entstehen, Anlagen-

stilllegungen bis zum Ende der jeweiligen Handelsperiode zu verzögern. Eine solche Verzögerung innerhalb der Handelsperiode könnte in der Variante A1a) zwar grundsätzlich vermieden werden, weil die Zuteilung in Folge der Stilllegung dann nicht geändert wird. In diesem Fall könnte unter Umständen aber ein unerwünschter Anreiz entstehen, die Stilllegung der Anlage sogar auf den Beginn der nächsten Handelsperiode zu verschieben.

Darüber hinaus ist für die Bewertung der verschiedenen Varianten zu berücksichtigen, dass die Notwendigkeit, eine Anlagenstilllegung eindeutig zu identifizieren und ggf. Missbrauch auszuschließen, bei den Optionen unterschiedlich ausgeprägt ist:

- In der Variante A1a) spielt die Feststellung der Anlagenstilllegung zumindest innerhalb einer Handelsperiode keine Rolle. Allerdings kann unter Umständen auch in dieser Variante ein nicht unerhebliches Potenzial für strategisches Verhalten der Anlagenbetreiber bestehen.
- Die Variante A1b) kann grundsätzlich positive Anreizwirkungen haben (für den Anlagenbetreiber entsteht ein wirtschaftlicher Vorteil im Umfang der vollen Emissionsminderung), sie könnte sich aber hinsichtlich des administrativen Aufwandes als relativ aufwändig erweisen.
- Auch bei den Varianten A1c) und – in geringerem Maße bei der Variante A1d) – ist vor allem der Transaktionsaufwand kritisch zu bewerten.
- Die beiden Varianten A2a) und A2b) würden die Anreizeffekte im Emissionshandelssystem erodieren lassen (Übernahme der Produktion durch effizientere Anlagen) und außerdem zu einem nicht unerheblichen administrativen Aufwand führen.
- Die Anreizeffekte und damit die Effizienz des Systems könnte in den Varianten A3a) und A3b) am stärksten gefährdet werden. Insbesondere die Variante A3b) würde zur Problematik der Ex-post-Anpassungen führen, die der Architektur des EU-Emissionshandelssystems mit seinem grundsätzlichen Ex-ante-Ansatz widersprechen (vgl. Kapitel 8.5).

Bei einer systematischen Bewertung erscheint die Variante A1a) aus Sicht der Funktionalität des Emissionshandelssystems als attraktivste Variante, da hier die Anreizeffekte am wenigsten beeinträchtigt werden dürften. Hier ist auch die Problematik der eindeutigen Identifikation einer Anlagenstilllegung am geringsten. Eine pragmatische Alternative bildet weiterhin die Variante A1d), die vor allem dann in Frage kommt, wenn für Neuanlagen eine kostenlose Zuteilung in der Handelsperiode möglich ist, in der die Inbetriebnahme der Anlage erfolgt.

Schließlich sind alle Optionen neben den Varianten A1a) und A1d) durch eine mehr oder weniger starke Anlehnung an das herkömmliche Ordnungsrecht geprägt. Wird vor allem der Frage Priorität eingeräumt, dass die Regelungen zu einer umfassenden Bepreisung von CO₂-Minderungsmaßnahmen führen sollen, so sind insbesondere die Varianten A2) und A3) als nicht sonderlich kompatibel zur Struktur eines Emissionshandelssystems zu sehen.

Die verschiedenen Regelungsvarianten für die Anlagenstilllegung können jedoch nicht ohne ihren Zusammenhang mit den Zuteilungsvarianten für *Neuanlagen* betrachtet werden. Hier sind vor allem die folgenden zentralen Varianten identifiziert und diskutiert worden.

- N1. Neuanlagen erhalten grundsätzlich *keine* kostenlose Zuteilung. Ihnen wird nur der Marktzugang gesichert, die notwendigen Emissionsberechtigungen müssen käuflich erworben werden.
- a) Es erfolgt für die gesamte Handelsperiode, in der die Inbetriebnahme erfolgt, *keine* kostenlose Zuteilung.
 - b) Es erfolgt eine kostenlose Zuteilung, sobald die Anlage über mindestens ein Kalenderjahr betrieben worden ist und Daten über Produktionsmengen bzw. Emissionen für mindestens ein Kalenderjahr vorliegen. Die kostenlose Zuteilung erfolgt dann analog zu den Varianten N3 oder N4. Diese Variante ist in der folgenden Diskussion aber nicht weiter betrachtet worden.
- N2. Neuanlagen erhalten die Möglichkeit, sich die Zuteilung von stillgelegten Altanlagen übertragen zu lassen.
- a) In einer *expliziten* Übertragungsvariante erfolgt die Zuteilung im Wege eines expliziten Zuteilungsaktes (siehe Variante A1d).
 - b) In einer ersten *impliziten* Übertragungsvariante unterbleibt die explizite Übertragung der Zuteilung von der stillgelegten Altanlage auf die Neuanlage. Die Neuanlage würde in dieser Variante *keine* kostenlose Zuteilung aus dem Reservefonds erhalten (entspricht der o.g. Kombination der Variante N1a) der Neuanlagenregelungen mit den Varianten A1a) und A1b) der Stilllegungsregelungen.
 - c) In einer zweiten *impliziten* Übertragungsvariante wird die kostenlose Zuteilung für Neuanlagen über ein Benchmarkkonzept (vgl. untenstehenden Variante N3a) mit der Stilllegungsvariante A1a) kombiniert.
- N3. Neuanlagen erhalten eine kostenlose Zuteilung über ein Benchmarkkonzept für die Emissionen.
- a) Es erfolgt eine Zuteilung auf Basis produktorientierter (bzw. auf den Anlagenoutput abstellender) Emissionsbenchmarks, d.h. für jedes berücksichtigte Produkt wird genau ein Benchmark in Ansatz gebracht, eine Differenzierung nach z.B. Energieträgern findet nicht statt. Unterschieden werden könnte weiterhin nach dem Typ der entsprechenden Emissionsbenchmarks (Orientierung an Durchschnittswerten oder an der bestverfügbaren Technik – BvT).
 - i) Die in Ansatz gebrachten Produktionsmengen werden einer vertieften Ex-ante-Prüfung unterzogen, eine Ex-post-Anpassung erfolgt nicht.
 - ii) Die in Ansatz zu bringenden Plandaten werden über Auslastungsbenchmarks vorgegeben, eine Ex-post-Anpassung erfolgt nicht.
 - iii) Der Zuteilung werden Plandaten des Betreibers zu Grunde gelegt, es erfolgt eine Ex-post-Anpassung (vgl. Kapitel 8.5).
 - b) Es erfolgt eine Zuteilung auf Basis prozessorientierter (bzw. auf den Anlageninput oder bestimmte Anlagenparameter abstellender) Emissionsbenchmarks, d.h. für jedes berücksichtigte Produkt werden auch noch weitere Differenzierungen (z.B. nach unterschiedlichen Brennstoffen) vorgenommen. Auch hier

kommen grundsätzlich sowohl Durchschnittsgrößen als auch BvT-Ansätze in Betracht.

- i) Die in Ansatz gebrachten Produktionsmengen werden einer vertieften Ex-ante-Prüfung unterzogen, eine Ex-post-Anpassung erfolgt nicht.
- ii) Die in Ansatz zu bringenden Plandaten werden über Auslastungsbenchmarks vorgegeben, eine Ex-post-Anpassung erfolgt nicht.
- iii) Der Zuteilung werden Plandaten des Betreibers zu Grunde gelegt, es erfolgt eine Ex-post-Anpassung (vgl. Kapitel 8.5).

N4. Neuanlagen erhalten eine kostenlose Zuteilung nach einem angemeldeten Bedarf (und nicht nach vorher festgelegten Benchmarks).

- a) Die in Ansatz gebrachten Emissionsprognosen werden einer vertieften Ex-ante-Prüfung unterzogen, eine Ex-post-Anpassung erfolgt nicht.
- b) Der Zuteilung werden Plandaten des Betreibers zu Grunde gelegt, es erfolgt eine Ex-post-Anpassung (vgl. Kapitel 8.5).

Auch im Fall der grundsätzlichen Zuteilung auf Basis von Benchmarks (Variante N3) wird sich in gewissem Umfang die Notwendigkeit ergeben, auf die Variante N4) zurückzugreifen, da für nicht hinreichend homogene Produkte ein Benchmarkkonzept nicht oder nur außerordentlich schwer anwendbar sein dürfte.

Bei der Bewertung der gezeigten Varianten ist zunächst zu berücksichtigen, dass für den Fall, dass die Variante N1a) nicht in allen teilnehmenden Staaten angewendet wird, erhebliche Anreize entstehen, Neuanlagen eher in den Ländern zu errichten, die eine kostenlose Ausstattung mit Emissionsrechten garantieren. Diese Variante würde sich damit für diejenigen Länder, die sie anwenden, als investitionshemmend erweisen und würde daher eine EU-weite Harmonisierung nahelegen.

Bei der kostenlosen Vergabe (Varianten N3 und N4) können sich Probleme ergeben, wenn eine Anlage geringer als geplant ausgelastet wird, d.h. der ex ante prognostizierte Bedarf bzw. die ex ante prognostizierte Produktionsmenge zu einer Überausstattung mit Emissionsrechten führt. Diese Problematik erscheint jedoch über die Ausarbeitung von Auslastungsbenchmarks⁷¹ oder aber vertiefte Antragsprüfungen im Zuteilungsprozess auf pragmatische Weise auf ein Maß eingrenzbar, das sie als hinnehmbar erscheint. Ein Rückgriff auf Ex-post-Anpassungen ist aus anderen Gründen als problematisch anzusehen (vgl. Kapitel 8.5).

Die aus Anreizsicht anzustrebende Lösung wäre nach der Variante N1a) die Variante N3a), bei der zwar einerseits eine kostenlose Zuteilung erfolgt, über den produktbezogenen Emissionsbenchmark jedoch eine einheitliche Größe etabliert wird, an der das Emissionsniveau der Neuanlage gespiegelt und damit ein entsprechendes Preissignal gesetzt werden kann.⁷² Aus

⁷¹ Auslastungsbenchmarks sind dabei ex ante festgelegte Standardwerte für die belastbar anzunehmenden Auslastungen der verschiedenen Neuanlagen.

⁷² Grundsätzlich bildet aus Anreizsicht auch die Übertragung nach Variante N2) eine zielführende Regelung. Sofern aber die Zeiträume für die Übertragung eingeschränkt werden, verliert diese Regelung erheblich an Anreizwirkung.

Akzeptanzgründen ist für diesen Fall ein BvT-orientierter Emissionsbenchmark deutlich schwieriger durchzusetzen als ein (höherer) Durchschnittsbenchmark, der allerdings zu einem höheren Volumen des für diese Variante unabdingbar zu etablierenden Reservefonds führen würde.

Die Anreizwirkungen über das Preissignal entfallen weitgehend, wenn die Variante N3b) in Ansatz gebracht wird. Unterschiedliche Prozesse mit unterschiedlichen Emissionsniveaus würden damit unterschiedliche kostenlose Zertifikat-Zuteilungen erhalten. Die Anreizwirkungen des Emissionshandelssystems könnten für diesen Fall nur dann erhalten werden, wenn diese Variante mit einem möglichst attraktiven Übertragungsmodell in der Ausprägung der Variante N2a) kombiniert wird und so die kostenlose Zuteilung nach der Variante N3b) nur in Ausnahmefällen zur Anwendung kommt. Das Emissionsniveau der Altanlage bildet für diesen Fall die Referenzgröße, an der das emissionsorientierte Preissignal erzeugt wird. Mit dieser Variationskombination geht jedoch das Problem einher, dass möglicherweise identische Neuanlagen in den Genuss unterschiedlicher Zertifikatszuteilungen kommen. Als weiterer Vorteil für diese Variante ist schließlich auch die sehr begrenzte Notwendigkeit einer Reservvorhaltung zu nennen.

8.3.3 Betroffene Regelungen

Vor allem aus der (Vor-) Diskussion im politischen Raum, aber auch im Kreise der betroffenen Unternehmen resultierten zwei Vorfestlegungen im Regelungskomplex Stilllegungen/Neuanlagen⁷³:

- Alt- und Neuanlagen sollten kostenlos mit Emissionszertifikaten ausgestattet werden;⁷⁴
- zur Vermeidung von (vor allem im politischen Raum stark fokussierten) sogenannten „Stilllegungsprämien“ sollte eine explizite Stilllegungsregelung geschaffen werden

Während die Frage von Stilllegungsregelungen vor allem im Bereich der praktischen Umsetzung vor erheblichen Problemen steht und im NAP-Prozess erst vergleichsweise spät spezifiziert wurde, zeichnete bereits das Eckpunktepapier vom 7. Juli 2003 (DIW Berlin et al 2003) für die Behandlung von Neuanlagen zwei verschiedene Optionen auf. Für den Anlagenersatz wurde eine Übertragungsregelung skizziert, nach der die Zuteilung für stillgelegte Anlagen auf neu errichtete Ersatzanlagen übertragen werden kann. Für (zusätzliche) Neuanlagen sollte eine kostenlose Zuteilung auf der Basis von Emissionsbenchmarks oder angemeldeten Emissionen erfolgen, wobei hier eine Ex-post-Anpassung betrachtet wurde. Im Eckpunktepapier

⁷³ Als exemplarische Beispiele vgl. hierzu UAG II (2003) sowie die entsprechende Stellungnahme der Bundesregierung.

⁷⁴ Die kostenlose Zuteilung für Neuanlagen erhielt einerseits durch die spezifische Problematik des Ersatzbedarfs für die im Rahmen der Atomausstiegsvereinbarung abzuschaltenden Kernkraftwerke sowie andererseits durch die erstmals im größeren Rahmen in Deutschland tätig werdenden Independent Power Producers (deren Erdgas-Kraftwerksprojekte in Lubmin sowie in Köln-Knappsack von den etablierten Versorgung teilweise heftig bekämpft wurden) eine besondere politische Brisanz.

ist im Ergebnis empfohlen worden, die Zuteilung im Fall einer Stilllegung nicht zu ändern und auf eine Übertragungsregel zu verzichten.

Im *BMU-Entwurf des NAP vom 29. Januar 2004* (BMU 2004) wurde für den Bereich der Anlagenstilllegung jedoch ein anderer Ansatz verfolgt. Für den Fall einer – vom Betreiber anzuzeigenden – Betriebseinstellung sollte danach für das Folgejahr keine weitere Ausgabe von Emissionsberechtigungen erfolgen. Von einer faktischen Betriebseinstellung sollte auch ausgegangen werden, wenn die Anlage in einem Jahr einen CO₂-Ausstoß von weniger als 10% der jahresdurchschnittlichen Emissionen in der Basisperiode aufweisen sollte; der Betreiber hätte in diesem Fall nachzuweisen, dass es sich nur um die vorübergehende Einstellung (auf Grund von lang andauernden wartungs- oder störungsbedingten Reparaturarbeiten) handelt. Entsprechend musste die weiterhin verfolgte Übertragungsregelung explizit formuliert werden. Bei Einhaltung einer Frist zwischen Betriebseinstellung der Altanlage und Inbetriebnahme der Neuanlage von drei Monaten (ohne weitere Prüfung) bis zu zwei Jahren (unter Beibringung entsprechender Nachweis) sollte die Zuteilung der Altanlagen auf die Neuanlagen übertragen werden können, wenn die Neuanlagen vergleichbare Produkte herstellen. Für den Fall einer Kapazitätsdifferenz zwischen Alt- und Neuanlagen war ein Kapazitätsabgleich vorgesehen. Danach sollte die Übertragung der Zuteilung um die ggf. vorhandene Kapazitätsdifferenz gekürzt werden, bei einer größeren Kapazität der Neuanlage sollte die Differenz wie eine Neuanlage behandelt werden.

Neben die – als Standardfall angesehene – Übertragungsregel sollte eine Regelung treten, nach der zusätzliche Neuanlagen (und Anlagenerweiterungen) eine kostenlose Zuteilung auf der Basis der geplanten Auslastung und eines Emissionsbenchmarks erhalten sollten. Der Emissionsbenchmark sollte sich an der besten verfügbaren Technik ausrichten und vor allem nicht prozessdifferenziert ausgestaltet werden. Für die Stromerzeugung war ein an einem modernen erdgasgefeuerten GuD-Kraftwerk orientierter Benchmark (365 g CO₂/kWh) vorgesehen. Die so determinierte Zuteilung sollte in den folgenden Jahren einer Ex-post-Anpassung unterzogen werden.

Eine besondere Regelung war im BMU-Entwurf des NAP vom 29. Januar für KWK-Anlagen im Bereich der Newcomer-Anlagen vorgesehen. Die Zuteilung sollte hier konsequenterweise auf der Basis des Benchmarks für die Stromproduktion *zuzüglich* des Benchmarks für die Nutzwärmeabgabe erfolgen (Doppelbenchmark).

Hinsichtlich der Laufzeiten für die Übertragungs- und die Newcomer-Regelung war das Verfahren bis zum Ende der zweiten Handelsperiode spezifiziert worden. Die Übertragungsregelung sollte für in der Periode 2005-2007 in Betrieb genommenen Anlagen auch für die Handelsperiode 2008-2012 – bei Korrektur um den dann geltenden Erfüllungsfaktor – Anwendung finden. Die Benchmark-Ausstattung für zusätzliche Neuanlagen sollte bis Ende 2012 in Ansatz gebracht werden, ohne dass ein Erfüllungsfaktor Anwendung finden sollte.

Insbesondere die Benchmarks für Newcomer-Anlagen wie auch die „Garantie-Zeiträume“ für Übertragungs- und Neuanlagenregelung entwickelten sich zum zentralen Punkt der Auseinandersetzungen um den NAP-Entwurf. Vor allem seitens der Wirtschaft wurde die Anwendung brennstoffdifferenzierter Neuanlagenbenchmarks zur „conditio sine qua non“ erklärt. Die Ausstattungs-Messlatte für zusätzliche Neuanlagen wurde im politischen Prozess häufig ab-

wegig als ein Verbot kommuniziert, andere Kraftwerke als Erdgas GuD-Kraftwerke zu errichten. Auch die in diesem Entwurf zunächst unbegrenzt vorgesehene Übertragungsregelung wurde von maßgeblichen Akteuren als nicht mehr zu rechtfertigende Investitionsunterstützung für Erdgaskraftwerke diskreditiert.

Entsprechend weist der *NAP in der Fassung des Kabinettschlusses* (BR 2004) gravierende Änderungen auf. Die Übertragungsregelung wird auf einen Zeitraum von 4 Jahren beschränkt, danach sollte die Zuteilung für weitere 14 Jahre auf Basis der jahresdurchschnittlichen CO₂-Emissionen in der für die jeweilige Handelsperiode gültigen Basisperiode erfolgen.⁷⁵

Das Zuteilungsverfahren für andere Neuanlagen (und Anlagenerweiterungen) wurde gegenüber dem BMU-Entwurf vom 29. Januar 2004 (BMU 2004) in zwei wesentlichen Punkten geändert. Erstens wurde eine Prozessdifferenzierung für die Emissionsbenchmarks bei ausgewählten Produkten eingeführt. Im Grundansatz wurde festgelegt, dass für vergleichbare Produkte eine einheitliche Zuteilung nach einem Benchmark erfolgen sollte, der sich an der besten verfügbaren Technik orientiert (produkt-differenzierter Benchmark). Für die Stromerzeugung wurde dagegen eine Prozessdifferenzierung vorgenommen, die sich insbesondere an der Brennstoffdifferenzierung ausrichtete (prozess-differenzierter Benchmark). Als Strom-Benchmark wurde danach ein Wert von 750 g CO₂/kWh festgelegt.⁷⁶ Sofern die jeweiligen Kraftwerke brennstoffbedingt einen geringeren Emissionswert als 750 g CO₂/kWh aufweisen, sollte die Zuteilung nicht höher als die tatsächlichen Emissionen ausfallen, in jedem Falle sollte aber ein Benchmark von mindestens 365 g CO₂/kWh in Ansatz gebracht werden. Faktisch wurde damit für die Kraftwerke, die mit Steinkohle oder mit weniger emissionsintensiven Brennstoffen betrieben werden, eine Brennstoffdifferenzierung eingeführt. Beibehalten werden sollte die Zuteilung für KWK-Anlagen auf der Grundlage eines Doppel-Benchmarks.

Für die über Neuanlagenbenchmarks ausgestatteten Anlagen sollte das Zuteilungsprinzip von Produktionsmenge und Neuanlagen-Benchmark ohne weitere Berücksichtigung eines Erfüllungsfaktors für 14 Jahre in Ansatz gebracht werden. Die Zuteilung sollte weiterhin einer Ex-post-Anpassung nach unten *und* nach oben unterzogen werden.

Die Stilllegungsregelung mit Anzeigepflicht und Stilllegungsvermutung beim Unterschreiten eines Emissionsniveaus von 10% der jahresdurchschnittlichen Emissionen in der Basisperiode wurde in der NAP-Fassung des Kabinettschlusses (BR 2004) durch eine weitere Ex-post-Auslastungskorrektur ergänzt (vgl. auch Kapitel 8.5). Danach sollte die Ausgabe von Emissionsberechtigungen um die entsprechende Menge reduziert werden, wenn die Jahresemissionen einer Anlage den Schwellenwert von 60% der jahresdurchschnittlichen Emissionen in der

⁷⁵ Faktisch könnte dies auch als eine Vorentscheidung für zukünftige Zuteilungsverfahren für die Anlagen, die in der Handelsperiode 2005-2007 die Übertragungsregelung in Anspruch nehmen, nach dem Updating-Prinzip interpretiert werden.

⁷⁶ Der Benchmark von 750 g CO₂/kWh sollte ausweislich der Ausführungen in der NAP-Fassung des Kabinettschlusses als gewichteter Durchschnitt der Emissionswerte für die Stromerzeugung in modernen Braunkohle-, Steinkohle und Erdgaskraftwerken ermittelt worden sein, entspricht aber in der Realität eher einem Steinkohlenkraftwerk mit einem Nutzungsgrad – je nach Qualität der eingesetzten Kohle – von 44,5 bis 45%. Für die im Februar 2004 präsentierte Pilotstudie zum Referenzkraftwerk Nordrhein-Westfalen (VGB 2004) wurden Netto-Wirkungsgrade von 45,9 bis 47,3% präsentiert, dies entspricht Nutzungsgraden von etwa 43,6 bis 44,9%.

Basisperiode unterschreiten. Diese Reduzierung sollte im Wege einer entsprechenden Rückgabeverpflichtung für den Betreiber umgesetzt werden.

Im Ergebnis des parlamentarischen Beratungsprozesses sowie in den weiteren Ressortabstimmungen zur entsprechenden Verordnung, der zum *Zuteilungsgesetz 2007* sowie zur Zuteilungsverordnung 2007 führte, erfolgten weitere Änderungen des Regelungskonzepts im Bereich der Stilllegungen und Neuanlagen:

- Die Zuteilung für eine stillgelegte Anlage sollte um die nach Stilllegung einer Anlage nicht ausgegebenen Emissionsberechtigungen korrigiert werden (§ 9 (1) ZuG 2007).
- Die Stilllegungsvermutung bei Unterschreiten der 10%-Schwelle entfiel und wurde allein durch die Ex-post-Anpassung bei auslastungsbedingtem Unterschreiten der 60%-Grenze ersetzt (§ 7 (9) ZuG 2007).
- Die Regelung zur Übertragung der Zuteilung von einer stillgelegten Anlage auf eine Neuanlage für 4 Jahre (und Zuteilung ohne Erfüllungsfaktor für weitere 14 Jahre) wurde um die Möglichkeit einer Übertragung auf eine bestehende Anlage des gleichen Betreibers ergänzt, der die Produktionsübernahme der stillgelegten Anlage nachweist, wobei eine entsprechende Ex-post-Anpassung vorgesehen ist (§ 9 (4) ZuG 2007).
- Im Zuteilungsgesetz 2007 wird für zusätzliche Neuanlagen die Zuteilung über einen Benchmark je Produkteinheit vorgesehen, der sich an der besten verfügbaren Technik orientiert (§ 7 (1) ZuG 2007). Als Sonderregelung für die Stromwirtschaft wurde nunmehr ein Benchmark von maximal 750 g CO₂/kWh definiert, wobei der für die Zuteilung in Ansatz zu bringende Benchmark nicht höher als bei Verwendung der besten verfügbaren Technik sein, mindestens aber 365 g CO₂/kWh betragen sollte. Zur Operationalisierung des Doppel-Benchmarks für die Ausstattung von KWK-Anlagen wurde das Grundprinzip der Produktdifferenzierung noch weiter in Richtung der Prozessdifferenzierung verändert; hier soll der Strom-Benchmark unter Zugrundelegung einer technisch vergleichbaren Anlage zur ausschließlichen Erzeugung von Strom bestimmt werden (§ 7 (2) ZuG 2007).
- Eine weitere Öffnung des Benchmarksystems für homogene Produkte hinsichtlich weiterer Prozessdifferenzierungen enthält schließlich die Zuteilungsverordnung 2007. Zunächst wird der statt strikt nach Produkten nunmehr auch noch nach Prozessen differenzierende Ansatz zur Ermittlung der Benchmarks – analog dem im ZuG 2007 angelegten Ansatz für die Stromerzeugung – auch auf Niedertemperaturwärme, Prozessdampf und Zementklinker erweitert (§ 12 (2) ZuV 2007). Aber auch für die Ermittlung der nicht explizit spezifizierten Benchmarks werden Differenzierungskriterien wie „unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten nutzbare Brenn- und Rohstoffe“ oder „Zugänglichkeit der Techniken für den Betreiber“ eingeführt (§ 12 (3) ZuV 2007), mit denen weitere Prozessdifferenzierungen – bei weiter Auslegung der Formulierung in der ZuV 2007 – begründet werden könnten, wenn auch ein weiteres Abgehen vom Prinzip der produktbezogenen Benchmarks – bei enger Auslegung der

Formulierungen in der ZuV 2007 und Orientierung an der intendierten Funktionalität der Benchmark-Zuteilung – hier keineswegs zwingend ist.

Insgesamt ist also auch für das vom Gesetz- bzw. Verordnungsgeber verabschiedete Regelwerk im Bereich Neuanlagen/Anlagenstilllegungen eine weitere Erosion bei den für die dynamische Effizienz des Emissionshandelssystems entscheidenden Punkten zu konstatieren, wobei vor allem auf die umfangreiche Anwendung von Ex-post-Anpassungen, das immer stärker prozessdifferenzierte Benchmark-System sowie die Öffnung des Übertragsmodells für Bestandsanlagen hinzuweisen ist.

Vor diesem Hintergrund ist auch wenig überraschend, dass die Kommission in ihrer Entscheidung zum deutschen NAP wesentliche Änderungen verlangt hat. Zunächst sind sämtliche Ex-post-Anpassungen im deutschen NAP, aber auch die Möglichkeit einer faktischen Zuteilungsübertragung an Bestandsanlagen des gleichen Betreibers (nach der Regelung des § 9 Abs. 4 ZuG 2007) im deutschen Hoheitsgebiet als unvereinbar mit den Kriterien 5 und 10 des Anhangs III der Emissionshandelsrichtlinie eingestuft worden.⁷⁷ Deutschland hat diesbezüglich Rechtsmittel gegen die Entscheidung der Kommission eingelegt.

Eine besondere Rolle für die Fortentwicklung des Zuteilungssystems in Deutschland spielen jedoch die Erwägungen der Kommission zur Übertragungsregelung. Zwar hat die Kommission – vor dem Hintergrund des ökologischen Nutzens der Regelung – keine Einwände gegen die Übertragungsregelung an sich vorgebracht. Sie postuliert jedoch, dass in dem der Übertragungsperiode von 4 Jahren folgenden Zeitraum kein Unterschied zwischen der Zuteilung für die Übertragungs-Anlagen (die die Übertragungsregelung in Anspruch nehmen) und die Newcomer-Anlagen (die unter die Reserve für neue Marktteilnehmer fallen) gemacht würde.⁷⁸

Die Regelungen des Zuteilungsgesetzes 2007, nach dem die Zuteilung für die Anlagen mit Zuteilungsübertragung nach Ablauf der Frist von 4 Jahren auf der Grundlage der realen Emissionen, die Zuteilung für die zunächst aus dem Reservefonds ausgestatteten Anlagen in den folgenden Handelsperioden aber weiterhin auf Basis von Produktionsmengen und Benchmarks erfolgen soll, sind einerseits im Lichte der Anreizwirkungen, aber andererseits auch mit Blick auf die Ungleichbehandlung von neuen Anlagen sicher nicht als unkritisch zu bewerten.

8.3.4 Bewertung und Ausblick

Aus der Unmöglichkeit, ein Zuteilungskonzept mit *nicht* prozessdifferenzierten Emissionsbenchmarks durchzusetzen, erwuchs für den deutschen NAP in der ersten Handelsperiode die Notwendigkeit, ein komplexes System von Neuanlagenregelungen umzusetzen. Es wurde versucht, ein möglichst attraktives Übertragungsmodell zu schaffen, das natürlich zu Problemen bei der Gleichbehandlung von identischen Neuanlagen führt. Diese Ungleichbehandlungseffekte erscheinen jedoch im Vergleich zur sonst entstehenden Erosion der Anzeizeffekte des Emissionshandelssystems als hinnehmbar. Gleichwohl ist darauf hinzuweisen, dass die

⁷⁷ Siehe hierzu Artikel 1 der Entscheidung K (2004)2512/2endg. vom 7. Juli 2004.

⁷⁸ Siehe hierzu Erwägungsgrund 10 der Entscheidung K (2004)2512/2endg. vom 7. Juli 2004.

Fristigkeiten der verschiedenen Regelungen (Übertragungsanlagen und zusätzliche Neuanlagen) erstens eine erkennbare Rationalität nur in Grenzen aufweisen und zweitens wegen ihrer langen Bindungswirkungen für die langfristige Funktionalität des Emissionshandelssystems keineswegs unproblematisch sind (siehe Kapitel 10).

Für die Weiterentwicklung des Emissionshandelssystems sollte zunächst die kostenlose Zuteilung für Neuanlagen einer sorgfältigen Neubewertung unterzogen werden. Sofern eine Variante ohne kostenlose Zuteilung für Neuanlagen⁷⁹ aus Akzeptanz- oder Wettbewerbsgründen nicht oder nur teilweise verfolgt werden kann, wäre die generelle Ausstattung von Neuanlagen über strikt produktdifferenzierte Emissionsbenchmarks als Second best-Lösung zu verfolgen, wobei die Problematik der kostenlosen Zuteilung auf der Basis von Plandaten pragmatisch über entsprechend differenzierte Auslastungsbenchmarks gelöst werden könnte. Erst wenn dieser Weg nicht umsetzbar wäre, sollte der Weg einer möglichst attraktiven Übertragungsregelung weiter verfolgt werden. Für alle Varianten mit kostenloser Zuteilung für Neuanlagen sollte die lange Bindungszeit der jeweiligen Regelungen einer sehr kritischen Revision unterzogen werden (vgl. Kapitel 10).

Schließlich haben die Stilllegungsregelungen vor allem unter Maßgabe etwaiger Leakage-Effekte sowie zur Missbrauchsvermeidung über die umfänglich eingeführten Ex-post-Anpassungen ein erhebliches Maß ordnungsrechtlicher Ausprägung erhalten, das auch zu nicht unerheblichen statischen Effizienzverlusten des Emissionshandelssystems führen kann.

Hier können in der Perspektive pragmatische Lösungen gefunden werden, bei denen ein Stilllegungstatbestand – wenn dieser regelungstechnisch überhaupt eine Rolle spielen soll – entweder an die Anzeige des entsprechenden Betreibers gebunden wird oder eine Stilllegungsvermutung an die Unterschreitung eines niedrigen Schwellwertes (in der Größenordnung von 10% der Basisemissionen) gekoppelt wird.

Auch vor dem Hintergrund der sehr unterschiedlichen Anlagenabgrenzungen im föderalen System der Anlagengenehmigung in Deutschland und zur Vermeidung von Effizienzverlusten sollte aber für die Zukunft vorrangig eine uneingeschränkte Ausgabe der zugeteilten Emissionsberechtigungen für die jeweilige Handelsperiode auch im Fall der Anlagenstilllegung oder der Stilllegungsvermutung verfolgt werden. Dieser Ansatz erscheint insbesondere dann akzeptabel, wenn die Variante einer kostenlosen Neuanlagenzuteilung weiter verfolgt wird.

In diesem Zusammenhang ist noch einmal auf die relativ umfangreiche Nutzung von Ex-post-Anpassungen im deutschen NAP hinzuweisen, die ganz überwiegend durch alternative Regelungsvarianten ersetzt werden können (vgl. Kapitel 8.5).

Hinsichtlich der Zuteilungsregelungen für Neuanlagen, die in der Handelsperiode der Inbetriebnahme zunächst entweder über die Übertragungsregelung oder aber über den Reservefonds ausgestattet werden, setzt sich schließlich nach den aktuellen Gesetzesformulierungen die Ausstattung nach unterschiedlichen Zuteilungsprinzipien in den folgenden Handelsperio-

⁷⁹ Zur kritischen Bewertung von kostenlosen Neuanlagenzuteilungen vgl. insbesondere Graichen/Requate (2003) sowie Ellerman (2006).

den fort. Eine solche „Ungleichbehandlung“ dürfte sich vor allem in der Perspektive als problematisch erweisen und könnte beanstandet werden.

8.4 Erfüllungsfaktor und anteilige Kürzungen (DIW Berlin)

8.4.1 Vorbemerkungen

Um die Konsistenz der gesamten Allokationsplanung zu gewährleisten, ist im Rahmen des Mehrebenenkonzeptes ein Abgleich zwischen dem Mikro- und dem Makroplan erforderlich. Ein solcher Abgleich kann mit Hilfe von Erfüllungsfaktoren (*compliance factors*) erreicht werden. Der Nationale Allokationsplan vom März 2004 enthält eine Formel zur Berechnung des Erfüllungsfaktors. Auf der Basis der damals erwarteten Parameter wurde zunächst ein Erfüllungsfaktor von 0,9765 abgeleitet. Mit dem Kabinettsbeschluss zur Änderung des NAP durch das NAP-G im April 2004 ist dieser Faktor aufgrund einer erweiterten Regelung zu Early Action auf 0,9755 geändert worden. In § 5 ZuG 2007 ist für die Zuteilung in Deutschland für die erste Handelsperiode ein Erfüllungsfaktor von 0,9709 gesetzlich fixiert worden, wobei eine weitere Reserve und ein höherer Ansatz für prozessbedingte Emissionen berücksichtigt worden ist. Darüber hinaus ist mit § 4 (4) ZuG 2007 eine Obergrenze für die Zuteilung an Bestandsanlagen 495 Mio. t pro Jahr festgelegt worden, die eine anteilige Kürzung im Zuteilungsverfahren erforderlich gemacht hat. In diesem Kapitel werden Regelungsalternativen diskutiert und die Berechnungen des Erfüllungsfaktors und des Faktors für die anteilige Kürzung erläutert.

8.4.2 Regelungsalternativen

Der Abgleich zwischen der Zuteilung auf der Mikroebene mit dem Makroplan kann in der Regel erst im Zuteilungsverfahren vorgenommen werden, da vorher die genaue Höhe der beantragten und bewilligten Zuteilungen nicht bekannt ist. Der im Zuteilungsverfahren anzuwendende Anpassungsmechanismus hängt wesentlich davon ab, welche Vorgaben im Allokationsplan bzw. im Zuteilungsgesetz gemacht werden. Hierbei sind die folgenden Möglichkeiten zu unterscheiden:

a) Vorgabe der Zuteilungsmenge

Wenn die Zuteilungsmenge vorgegeben wird, kann der Ausgleich durch einen Erfüllungsfaktor bewirkt werden, der im Verfahren der Zuteilung ermittelt wird und die Zuteilungsmengen proportional vermindert. Die Berechnung einer vorzugebenden Zuteilungsmenge wird allerdings dadurch erschwert, dass der Bereich der Emittenten, die unter das Emissionshandelssystem fallen, vom Bereich Energie und Industrie abweicht und statistisch schlecht erfasst ist.

b) Vorgabe eines Reduktionsfaktors

Alternativ kann aus dem Makroplan ein Reduktionsfaktor abgeleitet werden, der vom Bereich Energie und Industrie auf den Emissionshandelsbereich übertragen wird. Unter Berücksichtigung dieses Reduktionsfaktors kann dann im Zuteilungsverfahren ein konsistenter Erfüllungsfaktor ermittelt werden.

c) Vorgabe eines Erfüllungsfaktors

Wenn hingegen ein Erfüllungsfaktor von vornherein vorgegeben werden soll, sind die Einflussfaktoren hierfür (vor Beginn des Zuteilungsverfahrens) zu schätzen. Es können dann im Zuteilungsverfahren Diskrepanzen zwischen der Summe der (zum Teil

reduzierten) Zuteilungen und dem Makroplan auftreten. Beträchtliche Differenzen können vor allem dann resultieren, wenn der vorgegebene Erfüllungsfaktor im Vorfeld nicht ausreichend mit der Makroplanung und den Zuteilungsregeln abgestimmt ist.

d) Vorgabe eines Erfüllungsfaktors und einer maximalen Zuteilungsmenge

Wenn sowohl eine maximale Gesamtzuteilungsmenge als auch ein Erfüllungsfaktor vorgegeben werden, muss im Zuteilungsverfahren gegebenenfalls eine zusätzliche anteilige Kürzung vorgenommen werden (sog. zweiter Erfüllungsfaktor).

Im Laufe der Entwicklung des deutschen Allokationsplans sind zahlreiche Anpassungsformeln zum Abgleich von Mikro- und Makroplan untersucht worden. Dabei wurde von Anfang an davon ausgegangen, dass ein Abgleich mit Hilfe von Erfüllungsfaktoren erfolgt. Nachdem in der Diskussion deutlich wurde, dass keine mehrstufige Zuteilung unter Einbeziehung etwa von Branchenzielen realisiert würde, ist dabei grundsätzlich die Verwendung eines einheitlichen Erfüllungsfaktors verfolgt worden. Aufgrund von Modifikationen der diskutierten Zuteilungsregeln, vor allem hinsichtlich der Sonderregelungen, und der Makroplanung haben jeweils entsprechende Änderungen der Berechnungsformeln für den Erfüllungsfaktor nach sich gezogen. Dabei hat sich auch das erwartete Niveau des Erfüllungsfaktors wesentlich verändert.

Der Nationale Allokationsplan vom März 2004 enthält eine Formel für den Erfüllungsfaktor und Eckwerte für seine Berechnung. Danach ergab sich zunächst ein Erfüllungsfaktor von 0,9765. Im NAP sind auch die Komponenten des Erfüllungsfaktors (gemäß der unten dargestellten Methode 2) aufgeführt, wobei die Kernenergiekomponente im Effekt der Reserve berücksichtigt wurde. Im ZuG 2007 ist hingegen nicht die Berechnungsvorschrift für den Erfüllungsfaktor, sondern ein fester Wert für den Erfüllungsfaktor enthalten.

Eine Obergrenze der Zuteilung und eine entsprechende anteilige Kürzung war im NAP nicht vorgesehen. Sie ist im ZuG 2007 zusätzlich zum Erfüllungsfaktor aufgenommen worden. Damit ist im Ergebnis die Variante d) gewählt worden.

Aufgrund von flexiblen Regelungen im ZuG 2007 wie der Optionsregelung für Bestandsanlagen haben die (unter Berücksichtigung des vorgegebenen Erfüllungsfaktors) berechneten Zuteilungen in beträchtlichem Maß die gesetzliche Obergrenze überschritten, so dass eine relativ hohe anteilige Kürzung für die hiervon betroffenen Zuteilungen erforderlich wurde. Eine solche zusätzliche Reduktion war zumindest in dieser Höhe nicht erwartet worden.

Anders als bei der Zuteilung für die erste Handelsperiode können künftig aus dem Zuteilungsverfahren gewonnene Informationen über den Emissionshandelsbereich für die Zuteilungsplanung genutzt werden. Dadurch verbessern sich die Voraussetzungen für die Varianten a) und b), bei denen ein Erfüllungsfaktor nicht vorgegeben, sondern im Zuteilungsverfahren ermittelt wird. Auf eine zusätzliche anteilige Kürzung könnte dann verzichtet werden. Die Berechnung des Erfüllungsfaktors sollte dann nicht nach der untenstehenden Formel (4) anhand von Schätzwerten vorgenommen werden, sondern wie bei der Berechnung der anteiligen Kürzung auf Basis der berechneten individuellen Zuteilungsmengen.

Sofern künftig eine mehrstufige Zuteilung unter Berücksichtigung von Budgets für Emittentengruppen (z.B. Branchen) erfolgen soll, wären auch auf dieser Zwischenebene Erfüllungs-

faktoren einzuführen. Damit würden letztlich nach Emittentengruppen differenzierte Erfüllungsfaktoren angerechnet (vgl. Abschnitt 3.7.3).

8.4.3 Berechnung und Komponenten des Erfüllungsfaktors

Erfüllungsfaktoren dienen dazu, die Summe der Zuteilungen für einzelne Emittenten an eine vorgegebene Gesamtmenge (Cap) anzugleichen. Dementsprechend hängt die Berechnung von Erfüllungsfaktoren wesentlich von den konkreten Regeln der Zuteilung ab. Wenn im Zuteilungsplan keine mehrstufige Zuteilung vorgesehen ist, bei der zunächst eine Zuteilung auf Emittentengruppen (z.B. Branchenziele) erfolgt, kann der Ausgleich grundsätzlich mit Hilfe eines einheitlichen Erfüllungsfaktors vorgenommen werden. Die folgende Erläuterung bezieht sich auf die Struktur der gegenwärtigen Zuteilungsregeln in Deutschland.

Bei einer Zuteilung nach einem Grandfathering-Ansatz spiegelt die Höhe des Erfüllungsfaktors zum einen die Abweichung der gesamten Zuteilungsmenge gegenüber den Emissionen in der Basisperiode wider und zum anderen die Reserve für Zuteilungen an Neuanlagen. Darüber hinaus vermindert sich der Erfüllungsfaktor als Folge von Sonderregelungen, so dass erhöhte Zuteilungen für hiervon begünstigte Emittenten zu Lasten anderer Emittenten gehen.

Nach dem Makroplan ist die gesamte Zuteilungsmenge (Z) entsprechend dem Reduktionsfaktor (RF) geringer als die Emission in der Basisperiode (E).

$$(1) \quad Z = RF \cdot E$$

Wenn sich alle Zuteilungen auf der Anlagenebene aus der jeweiligen Emission in der Basisperiode berechnen würden und keine Reserve vorgesehen wäre, dann wäre der Erfüllungsfaktor mit dem Reduktionsfaktor identisch. Unter Berücksichtigung von Emissionen, die aufgrund von Sonderregelungen keinem Erfüllungsfaktor unterliegen (E1), Sonderzuteilungen (S) und einer Reserve setzt sich die gesamte Zuteilung aber folgendermaßen zusammen:⁸⁰

$$(2) \quad Z = EF \cdot (E - E1) + E1 + S + R$$

Aus (1) und (2) muss sich jeweils dieselbe Höhe der Zuteilung ergeben:

$$(3) \quad EF \cdot (E - E1) + E1 + S + R = RF \cdot E$$

Hieraus ergibt sich die folgende Berechnungsformel für den Erfüllungsfaktor:⁸¹

$$(4) \quad EF = \frac{RF \cdot E - E1 - S - R}{E - E1}$$

mit

| | |
|----|-----------------------|
| EF | Erfüllungsfaktor |
| RF | Reduktionsfaktor |
| E | Emission im Basisjahr |

⁸⁰ Vereinfachend werden hier Bestandsveränderungen während der Basisperiode sowie Anlagen, die zwischen der Basisperiode und der Handelsperiode neu errichtet oder erweitert worden sind, vernachlässigt.

⁸¹ Vgl. Nationaler Allokationsplan vom März 2004, S. 51 (Kasten 9).

| | |
|----|---|
| E1 | Emission ohne Erfüllungsfaktor (Early Action, prozessbedingte Emissionen) |
| S | Sonderzuteilung (KWK, Kernenergie) |
| R | Reserve |

Um die Stärke der einzelnen Einflussgrößen zu ermitteln, lässt sich der Erfüllungsfaktor nach unterschiedlichen Methoden in Komponenten zerlegen. Dabei wird der Erfüllungsfaktor jeweils dargestellt als Reduktionsfaktor abzüglich der Faktoren für Emissionen, die nicht dem Erfüllungsfaktor unterliegen, für Sonderzuteilungen und für Reserven. Im Folgenden werden zwei unterschiedliche Methoden betrachtet.

Nach der *ersten Methode* wird Formel (4) umgeformt zu

$$(5) \quad EF = RF - \frac{(1 - RF) \cdot E1}{E - E1} - \frac{S}{E - E1} - \frac{R}{E - E1} \quad (\text{Methode 1})$$

Nach dieser Methode werden die absoluten Mengen jeweils auf die Emissionen bezogen, für die ein Erfüllungsfaktor angerechnet wird (E-E1). Dadurch werden allerdings z.B. in den Faktoren für die Reserve zum Teil die Effekte miterfasst, die auf dem Verzicht auf Anrechnung eines Erfüllungsfaktors bei Early Action und prozessbedingten Emissionen (E1) beruhen.

Zur Ableitung der Komponentenzerlegung nach der *zweiten Methode* wird Gleichung (3) umgeformt zu:

$$(6) \quad EF \cdot E + (1 - EF) \cdot E1 + S + R = RF \cdot E$$

Hieraus erhält man als alternative Komponentenzerlegung die folgende Gleichung:

$$(7) \quad EF = RF - \frac{(1 - EF) \cdot E1}{E} - \frac{S}{E} - \frac{R}{E} \quad (\text{Methode 2})$$

Im Unterschied zu Gleichung (5) werden die absoluten Mengen hier jeweils auf die gesamte Emission im Basisjahr bezogen. Der Effekt der Nichtanrechnung eines Erfüllungsfaktors auf die Emissionen E1 wird dabei explizit durch den Faktor (1-EF) berücksichtigt.⁸²

Die numerische Berechnung des Erfüllungsfaktors gemäß Formel (4) und der Komponentenzerlegung gemäß Formel (5) bzw. (7) ist in Tabelle 8-3 dargestellt. Dabei sind die ursprünglichen Eckwerte des *Nationalen Allokationsplans* zugrunde gelegt.

⁸² Anders als Gleichung (5) kann Gleichung (7) nicht zugleich zur Ermittlung des Erfüllungsfaktors verwendet werden.

Tabelle 8-3: Berechnung und Komponenten des Erfüllungsfaktors gemäß dem Nationalen Allokationsplan vom März 2004

| | Berechnung | | Komponenten | |
|---|---------------------|--------------------|-------------------|-------------------|
| | Absolut Mio. t/a | Relativ* Faktor | Meth. 1 Faktor | Meth. 2 Faktor |
| Reduktion | 499,0 | 1,4676 | 0,9960 | 0,9960 |
| Ausnahme Prozessbedingte Emissionen | 61,0 | - 0,1794 | - 0,0007 | - 0,0029 |
| Ausnahme Early action | 100,0 | - 0,2941 | - 0,0012 | - 0,0047 |
| Sonderzuteilung KWK | 1,5 | - 0,0044 | - 0,0044 | - 0,0030 |
| Sonderzuteilung Kernenergie | 1,5 | - 0,0044 | - 0,0044 | - 0,0030 |
| Reserve für Neuanlagen | 3,0 | - 0,0088 | - 0,0088 | - 0,0060 |
| Erfüllungsfaktor | | = 0,9765 | = 0,9765 | = 0,9765 |
| * Absolute Größen bezogen auf Basisemission abzgl. Ausnahmen (501-61,0-100=340) | | | | |

Der Erfüllungsfaktor errechnet sich gemäß Formel (4) aus dem Verhältnis der verbleibenden Zuteilung für Emissionen, auf denen ein Erfüllungsfaktor angerechnet wird, von 332 Mio. t/a und den entsprechenden Emissionen in der Basisperiode von 340 Mio. t/a. Legt man Methode 2 zu Grunde, dann wird der Erfüllungsfaktor am stärksten durch die Reserve für Neuanlagen und die Regelung für Early Action beeinflusst. Es folgen die Effekte der vorgegebenen Reduktion sowie der Regelung für prozessbedingte Emissionen, KWK und Kernenergieverzicht.

Im Rahmen der *Änderungen des Nationalen Allokationsplans* durch das NAP-G im April 2004 ist der Erfüllungsfaktor angepasst worden. Hintergrund war die erweiterte Regelung zur Berücksichtigung von Early Action. Entsprechend der Erhöhung des hierfür angesetzten Wertes von 100 auf 114 Mio. t pro Jahr hat sich der Erfüllungsfaktor damit auf 0,9755 vermindert.

Bei der Festlegung des Erfüllungsfaktors im *Zuteilungsgesetz 2007* ist zum einen ein erhöhter Ansatz für prozessbedingte Emissionen (69 Mio. t/a anstelle von zuvor 61 Mio. t/a) und zum anderen eine weitere Reserve in Höhe von 1 Mio. t/a berücksichtigt worden.⁸³ Dementsprechend ist ein geringerer Erfüllungsfaktor in Höhe von 0,9709 festgelegt worden.

Im Zuteilungsverfahren (DEHSt 2005) ist der gesetzlich festgelegte Erfüllungsfaktor angerechnet worden. Hinsichtlich der zugrundeliegenden Parameter hat es bei der Zuteilung nur geringe Abweichungen gegeben (vgl. auch Kapitel 11). Die Zuteilungen mit Anerkennung von Early Action betrugen insgesamt rund 111 Mio. t/a und die für prozessbedingte Emissionen rund 70 Mio. t/a (einschl. Zuteilungen nach § 8). Für Kraft-Wärme-Kopplung wurden insgesamt Emissionsberechtigungen in Höhe von 2 Mio. t/a (statt 1,5 Mio. t/a) zugeteilt.

Es ist zu beachten, dass bei der Festsetzung des Erfüllungsfaktors nicht die Zuteilungen an 2003 und 2004 in Betrieb genommene Anlagen gemäß § 8 ZuG berücksichtigt sind. Insgesamt waren dies 21,4 Mio. t (davon 3,3 Mio. t für prozessbedingte Emissionen). Eine Berücksichtigung solcher Zuteilungen im Erfüllungsfaktor hätte für sich genommen zu einer weiteren Verminderung des Erfüllungsfaktors geführt. Andererseits ist im Erfüllungsfaktor auch

⁸³ Die bei der Berechnung des Erfüllungsfaktors berücksichtigte weitere Reserve von 1 Mio. t/a ergibt sich aus der Differenz 499-495-3 Mio. t/a.

nicht der Anlagenabgang im betreffenden Zeitraum berücksichtigt. Auch aus anderen Gründen wie der Nichtberücksichtigung der Optionsregelung und der Unsicherheit über die tatsächlichen Emissionen der betroffenen Anlagen in der Basisperiode hat der gesetzliche festgelegte Erfüllungsfaktor allein noch nicht dazu geführt, dass der Mikro- und der Makroplan im Zuteilungsverfahren zum Ausgleich gebracht werden konnten

8.4.4 Berechnung der anteiligen Kürzung

In § 4 (4) ZuG 2007 ist eine Obergrenze für die Zuteilung in Höhe von 495 Mio. t pro Jahr festgelegt worden. Wenn die Gesamtmenge an zuzuteilenden Berechtigungen mit Ausnahme der Zuteilungen an zusätzliche Neuanlagen diese Grenze überschreitet, dann werden die Zuteilungen an die Anlagen, die dem Erfüllungsfaktor unterliegen, anteilig gekürzt. Im Zuteilungsverfahren musste eine solche anteilige Kürzung vorgenommen werden (DEHSt 2004).

Die maximale Zuteilungsmenge von 495 Mio. t/a teilt sich auf in zu kürzende Zuteilungen (ZK) und übrige Zuteilungen (Z1), die der Kürzung nicht unterliegen. Die Kürzung erfolgt mit Hilfe eines Kürzungsfaktors KF.

$$(8) \quad KF \cdot ZK + Z1 = 495$$

Hieraus ergibt sich die folgende Formel für den Kürzungsfaktor:

$$(8) \quad KF = \frac{495 - Z1}{ZK}$$

Nach den Zuteilungsregeln wurde eine Gesamtmenge (ZK+Z1) von 509,1 Mio. t/a berechnet, die um 14,1 Mio. t/a höher ist als das Maximalbudget. Der Kürzungsfaktor beträgt $KF = 0,9538$.

Vom gesetzlichen Erfüllungsfaktor sowie von der anteiligen Kürzung sind folgende Fälle freigestellt:

- Early Action nach § 12
- prozessbedingte Emissionen nach § 13
- Sonderzuteilungen für KWK-Anlagen nach § 14
- Sonderzuteilungen für Betriebseinstellung von Kernkraftwerken § 15
- Zuteilungen auf Basis angemeldeter Emissionen nach § 8, einschl.
- Zuteilungen auf Basis der Optionsregel nach § 8 (6)

Dagegen unterliegen der anteiligen Kürzung folgende Zuteilungen:

- Zuteilungen auf Basis historischer Emissionen nach § 7 (1)-(5)
- Härtefallzuteilungen nach § 7 (10) und (11)
- Zuteilungen auf Basis der Optionsregel nach § 7 (12)

Dabei ist zu beachten, dass Zuteilungen auf Basis der Optionsregel nach § 7 (12) zwar vom Erfüllungsfaktor befreit sind, – anders als bei der Optionsregel nach § 8 (6) – aber nicht von der anteiligen Kürzung (DEHSt 2004).

Da insgesamt ein großer Teil der Zuteilungen von der anteiligen Kürzung nicht erfasst wird, ergibt sich aus der Überschreitung des Maximalbudgets (um 2,85 %) eine relativ hohe anteilige Kürzung um 4,62 %.

Die im Zuteilungsverfahren ermittelte anteilige Kürzung ist damit sogar von größerer Bedeutung als der gesetzliche Erfüllungsfaktor. Insgesamt wird den hiervon betroffenen Zuteilungen ein Faktor von 0,9260 bzw. eine gesamte Reduktion um 7,40 % angerechnet (vgl. Kapitel 11).

8.4.5 Bewertung und Ausblick

Erfüllungsfaktoren und anteilige Kürzungen dienen dazu, die Zuteilung auf der Mikroebene mit der Mengenplanung auf der Makroebene in Einklang zu bringen. Im deutschen Makroplan für die erste Handelsperiode von 2005 bis 2007 ist eine Reduktion gegenüber der Basisperiode um 2 Mio. t/a oder 0,4 % vorgegeben, dies entspricht einem Reduktionsfaktor von 0,996. Bei der Zuteilung wird hingegen für die meisten Anlagen der gesetzliche Erfüllungsfaktor von 0,9709 angewendet und darüber hinaus eine anteilige Kürzung der Zuteilung vorgenommen, damit die Obergrenze von 495 Mio. t pro Jahr eingehalten werden kann. Im Zuteilungsverfahren hat die DEHST hierfür einen Kürzungsfaktor von 0,9538 berechnet. Zusammen genommen ergibt sich für die hiervon betroffenen Betreiber ein Faktor von 0,9260 bzw. eine Kürzung um 7,40 %.

Die Höhe des Erfüllungsfaktors ist Folge der Reservebildung (insbesondere für die Gratisausstattung an Neuanlagen) sowie der Sonderregeln für Early Action, prozessbedingte Emissionen, Kraft-Wärme-Kopplung und Kernenergieausgleich. Dagegen dürften für die Höhe der anteiligen Kürzung insbesondere die Optionsregeln ursächlich sein. Zu beachten sind aber auch Unsicherheiten über die tatsächlichen Emissionen der betroffenen Anlagen in der Basisperiode und Zuteilungen an Anlagen, die 2003 und 2004 in Betrieb genommen wurden.

Für künftige Handelsperioden wird vorgeschlagen, eine Zuteilungsmenge bzw. einen Reduktionsfaktor vorzugeben und den Erfüllungsfaktor im Zuteilungsverfahren zu ermitteln, anstatt ihn gesetzlich zu fixieren. Der Erfüllungsfaktor kann dabei auf ähnliche Weise ermittelt werden, wie dies bei der Berechnung der anteiligen Kürzung geschehen ist. Auf eine zusätzliche anteilige Kürzung (2. Erfüllungsfaktor) könnte dann verzichtet werden.

Generell gilt, dass Sonderregelungen im Allokationsplan letztlich zu Lasten aller anderen Emissionen des Emissionshandelsbereichs gehen, da sie den Erfüllungsfaktor vermindern. Deshalb sollten Sonderregelungen grundsätzlich nur in einem unvermeidbaren Maße vorgesehen werden.

8.4.6 Literatur

- BMU 2004: Änderungen des Nationalen Allokationsplans (NAP) durch das NAP-G. Stand: 27. April 2004. <http://www.bmu.de/emissionshandel>.
- Bundesregierung 2004: Nationaler Allokationsplan (NAP) für die Bundesrepublik 2005-2007, Beschluss des Bundeskabinetts vom 31.3.2004.
- DEHSt 2004: Anwendung und Berechnung der anteiligen Kürzung der Zuteilungsmengen für die erste Zuteilungsperiode nach § 4 Absatz 4 ZuG 2007. Dezember 2004.
- DEHSt 2005: Aktualisierte Auswertung des Zuteilungsverfahrens. Stand 21.3.2005
- Ellerman, D. 2006: New Entrant and Closure Provisions: How do they distort? CEEPR Working Papers 06-013, Massachusetts Institut of Technology, June 2006.
- Europäische Kommission 2003: The EU Emissions Trading Scheme: How to develop a National Allocation Plan. Non-Paper. 2nd meeting of Working 3. Monitoring Mechanism Committee, April 1, 2003
- Graichen, P.; Requate, T. 2003: Der steinige Weg von der Theorie in die Praxis des Emissionshandels: Die EU-Richtlinie zum CO₂-Emissionshandel und ihre nationale Umsetzung. Christian-Albrechts-Universität Economics Discussion Papers No. 2003-08, Kiel.
- Schafhausen, Fj. 2004: Der Markt für CO₂-Zertifikate. In: Zeitschrift für Energiewirtschaft 28 (2004) 4 S. 239-452.
- UAG II (Arbeitsgruppe „Emissionshandel zur Bekämpfung des Treibhauseffekts“, Unterarbeitsgruppe II): Zwischenbericht der Unterarbeitsgruppe II – Bottom-up Allokation – . Berlin, Dezember 2003.
- Zuteilungsgesetz 2007 (ZuG 2007): Gesetz über den nationalen Zuteilungsplan für Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 vom 26.8.2004, BGBl. I Nr.45, S. 2211-2222.

8.5 Die Rolle von Ex-post-Anpassungen (Öko-Institut)

8.5.1 Hintergrund und Abgrenzungen

Der Nationale Allokationsplan für Deutschland enthält eine Reihe von Regelungen, die eine Ex-post-Anpassung enthalten (vgl. Kapitel 8.2 und 8.3). Unter Ex-post-Anpassung wird dabei verstanden, dass die Menge der einer bestimmten Anlage zugeteilten Emissionsberechtigungen nach der Erstzuteilung für eine bestimmte Handelsperiode noch einmal verändert wird. Als Ausnahme von dieser Definition werden allerdings die Korrektur von Zuteilungsentscheidungen nach einer (erfolgreichen) rechtlichen Anfechtung der Zuteilungsentscheidung sowie der Widerruf einer Zuteilungsentscheidung wegen Anlagenstilllegung hier nicht als Ex-post-Anpassung im engeren Sinne angesehen.

Ex-post-Anpassungen sind an verschiedenen Stellen – und zu verschiedenen Zeitpunkten der NAP-Entwicklung – in das deutsche Modell der Zuteilung aufgenommen worden

- zur nachträglichen Korrektur derjenigen Zuteilungsentscheidungen nach unten, die nicht auf der Basis von historischen Daten sondern auf der Grundlage von Prognosen für Aktivitäten bzw. Emissionen gefällt werden (nach der Basisperiode in Betrieb genommene Bestands- und Neuanlagen);
- zur Umsetzung einer Stilllegungsregelung;
- zur Umsetzung der (fiktiven) Übertragung von Emissionsberechtigungen, die stillgelegten Anlagen zugeteilt worden waren auf Bestandsanlagen;
- zur Sicherung bestimmter Anreizfunktionen von Sonderzuteilungen (KWK-Sonderzuteilung).

Sowohl in der nationalen als auch der internationalen Diskussion sind darüber hinaus spezielle Reservefonds diskutiert worden, aus denen z.B. im Fall besonders starken Wachstums Ex-post-Anpassungen der Zuteilungsmengen für die jeweiligen Anlagen vorgesehen sind.

Zwar sind Ex-post-Anpassungen in das deutsche Zuteilungsmodell grundsätzlich nur mit der Wirkungsrichtung „nach unten“ und hinsichtlich der Produktionsniveaus (also *nicht* hinsichtlich der Emissionen) aufgenommen worden, sie weichen aber grundsätzlich vom Ex-ante-Prinzip des EU-Emissionshandelssystems ab.

Sofern sich die Zuteilung von Emissionsberechtigungen – wie im deutschen Zuteilungssystem teilweise vorgesehen – durch das Handeln der Anlagenbetreiber (v.a. die Höher- oder Minderbelastung einer Anlage) ändert, wird die umweltökonomische Anreizfunktion des Emissionshandelssystems zumindest teilweise (d.h. v.a. in Bezug auf das optimale Produktionsniveau) außer Kraft gesetzt, das Emissionshandelssystem erfüllt dann seine Bepreisungsfunktion nur noch teilweise.

Für das Handelssystem führen Zuteilungen, die einer Ex-post-Anpassung unterliegen außerdem dazu, dass praktisch eine zusätzliche Qualität von Zertifikaten („nicht vermarktbar“ Zertifikate) eingeführt wird. Diese Zertifikate werden in das Entscheidungskalkül der Anlagenbetreiber anders einfließen (müssen) und können – neben den erwähnten Problemen hin-

sichtlich der Anreizwirkungen – auch zu Problemen für die Transparenz des Zertifikatemarktes führen.

Die Europäische Kommission verfolgt ein striktes Ex-ante-Prinzip und hat die entsprechenden Regelungen im Deutschen Allokationsplan durchgängig beanstandet und Auflagen für Änderungen des NAP ausgesprochen. Deutschland hat gegen diese Auflagen Rechtsmittel eingelegt.

8.5.2 Ansatzpunkte für Ex-post-Anpassungen und Regelungsalternativen

Eine *erste Gruppe* von Zuteilungsregelungen, die eine Ex-post-Anpassung beinhalten können, betrifft diejenigen Regeln, bei denen die Zuteilung an Stelle historischer Daten (für Aktivitäten und/oder Emissionen) auf Planwerten der Betreiber beruht.

Dies betrifft zunächst diejenigen Anlagen, die in einer Übergangsphase zwischen der allgemeinen Basisperiode für die Zuteilung und dem Beginn des Emissionshandelssystems in Betrieb genommen werden. Sofern für diese Anlagen keine ausreichend belastbaren Basisdaten für eine Zuteilung über historische Daten verfügbar sind, kann hier auf Plandaten für den Zeitraum der Handelsperiode abgestellt werden.

Für Deutschland betrifft dies diejenigen Bestandsanlagen, die zwischen dem 1. Januar 2003 und dem 31. Dezember 2004 in Betrieb genommen wurden (neue Bestandsanlagen). Da die Arbeiten zur Datenerfassung im Lauf des Jahres 2003 durchgeführt wurden und die Beantragung der Zuteilungen bereits Mitte 2004 vorgesehen war, hätte für diese Anlagen nur in einigen Fällen auf die empirischen Daten eines vollen Betriebsjahrs (jedoch in nahezu keinem Fall auf Daten für ein volles Kalenderjahr) zurückgegriffen werden können.

Erst recht für nach dem Beginn einer Handelsperiode in Betrieb gehende Neuanlagen – sofern diese überhaupt in den Genuss einer kostenlosen Zuteilung kommen sollen – kann die Zuteilung für die jeweilige Handelsperiode nicht auf historische Daten abstellen.

Die Zuteilung für diese beiden Anlagengruppen kann über die folgenden alternativen Regelungsansätze erfolgen:

1. Die Zuteilung für die neuen Bestandsanlagen sowie die Neuanlagen erfolgt neben dem Rückgriff auf Benchmarks für die CO₂-Emissionen auch auf der Grundlage von Auslastungsbenchmarks. Die Erstellung solcher Benchmarks, die nicht nur nach Produkten sondern ggf. auch nach Prozessen differenziert werden können, würde ein relativ unaufwändiges Zuteilungsverfahren ermöglichen und ohne Ex-post-Anpassung auskommen können. Die Anwendung pauschalierter Auslastungsbenchmarks erfordert jedoch – vor allem für Länder mit einem erheblich ausdifferenzierten Anlagenbestand – einen erheblichen Vorarbeitsaufwand und könnte im Einzelfall zu nicht unerheblichen Über- oder Unterausstattungen führen (z.B. bei Anlagen mit Einlaufkurven für Inbetriebnahmen).
2. Die in Ansatz gebrachten Plandaten für die Anlagenauslastung könnten im Zuteilungsprozess seitens der zuständigen Behörde einer vertieften Plausibilitätsprüfung unterzogen werden, so dass nach der Zuteilungsentscheidung eine Anpassung entbehr-

lich wäre. Der Aufwand für den Zuteilungsprozess würde in dieser Variante erheblich steigen, wobei dies natürlich entscheidend von der Zahl der betreffenden Anlagen abhängt.

3. Im Zuteilungsprozess werden die Plandaten nach Betreiberangaben in Ansatz gebracht. Mit einer Ex-post-Anpassung kann für diese Variante eine Korrektur auf das tatsächliche Aktivitäts- bzw. Emissionsniveau erfolgen.
 - a) Eine solche Ex-post-Anpassung erfolgt nur nach unten. Überausstattungen können so zwar nicht vermieden werden; es kann die Verwertung von Zertifikaten verhindert werden, die durch zu hoch angesetzte Plandaten der Anlagenbetreiber zuteilt worden sind. Implizit wird dieser Ansatz dazu führen, dass die Anlagenbetreiber die Zuteilung stets mit den Plandaten am oberen Rand der Erwartungen beantragen werden.
 - b) Die Ex-post-Anpassung erfolgt sowohl nach unten als auch nach oben. Für den Fall einer Ex-post-Anpassung nach oben müssten die entsprechenden Zertifikate in einem Reservefonds vorgehalten werden, dessen Quantifizierung jedoch zu erheblichen Problemen führen würde.⁸⁴ Ob mit einer solchen Variante die Beantragung der Zuteilung nach dem oberen Erwartungswert der Plandaten vermieden werden könnte, bleibt spekulativ.

Mit dieser Option würde der Aufwand im Zuteilungsverfahren begrenzt, für die Ex-post-Anpassungen wäre jedoch ein erhöhter Aufwand seitens der Behörde notwendig.

Alle drei Optionen sind in verschiedenen EU-Staaten intensiv diskutiert worden, wobei sich die gefundenen Lösungen allerdings stark unterscheiden (z.B. Auslastungsbenchmarks in Dänemark und im Vereinigten Königreich, Ex-post-Anpassungen in Deutschland etc.).

Die grundsätzlichen Einwände gegen eine Ex-post-Anpassung hinsichtlich der Anreizeffekte erweisen sich für die hier beschriebenen Sachverhalte in der Realität häufig nicht als sehr schwerwiegend. Neue, modernere Anlagen mit geringeren spezifischen Emissionen und Kosten werden oftmals ohnehin möglichst hoch ausgelastet, so dass von den Opportunitätskosten der CO₂-Emission möglicherweise nur ein sehr begrenzter Anreiz ausgehen wird, Emissionsminderungen durch eine Variation der Auslastung dieser Anlagen zu realisieren. Das Investitionskalkül für neue Anlagen wird des Weiteren durch die Existenz von Ex-post-Anpassungen nicht wesentlich beeinflusst.

Das anreiztechnische Argument gegen die Ex-post-Anpassungen bleibt damit zwar im Grundsatz richtig, für die hier beschriebenen Fälle aber nur in engen Grenzen praktisch von Bedeutung. Damit erweisen sich die Transaktionskosten auf der einen Seite und grundsätzliche Erwägungen hinsichtlich der politischen Dimension von Ex-post-Anpassungen (z.B. könnte ein EU-weiter „Dammbruch“ bei Ex-post-Anpassungen nach unten und ggf. auch nach oben grundlegende Funktionsmerkmale des Emissionshandelssystems gefährden) sowie der Markt-

⁸⁴ Dies gilt insbesondere, wenn sich die Anzahl der betreffenden Anlagen durch die nicht intendierten Effekte bestimmter Zuteilungsregeln (in Deutschland z.B. der Optionsregel des § 7 (12) ZuG 2007) erheblich vergrößert.

transparenz und der Einfachheit des Systems als die entscheidenden Bewertungsdimensionen für die Sinnfälligkeit von Ex-post-Anpassungen.

Ungeachtet der Sinnfälligkeit bzw. der Notwendigkeit von spezifischen Regelungen für Anlagenstilllegungen (siehe Kapitel 8.3) sind als *zweiter Anwendungsfall* Ex-post-Anpassungen zur Umsetzung von Stilllegungsregelungen bzw. zur Missbrauchsvermeidung⁸⁵ immer wieder intensiv diskutiert worden. Mit unterschiedlichen Parametrisierungen sind diesbezüglich die beiden folgenden Varianten von Bedeutung:

1. Sofern die *Emissionen* einer Anlage unter einen bestimmten Wert fallen (üblicherweise ausgedrückt als Anteil der Emissionen in der jeweiligen Basisperiode) wird die Zuteilung im Wege der Ex-post-Anpassung so geändert, dass die „überzähligen“ Zertifikate eingezogen werden und somit nicht mehr für die Vermarktung durch den Anlagenbetreiber verfügbar sind.
2. Sofern die *Produktion* einer Anlage unter einen bestimmten Wert fällt (z.B. unter einen bestimmten Anteil der Aktivität in der jeweiligen Basisperiode), wird über eine Ex-post-Anpassung die Zuteilung so geändert, dass die der Produktionsminderung zuzurechnenden „überzähligen“ Zertifikate eingezogen werden und somit nicht mehr für die Vermarktung durch den Anlagenbetreiber verfügbar sind.

In beiden Fällen handelt es sich durchweg um Ex-post-Anpassungen nach unten, die hinsichtlich der Gesamtzahl der Emissionsberechtigungen im Emissionshandelssystem keinen weiteren Regelungsbedarf erzeugen.

Unmittelbar einsichtig ist, dass die praktischen Effekte einer solchen Ex-post-Anpassung hinsichtlich der intendierten Funktionalität (Stilllegungsregelung oder Missbrauchsvermeidung) auf der einen Seite und der Anreizwirkungen auf der anderen Seite entscheidend von der Parametrisierung, also der Spezifikation des jeweiligen Schwellwertes abhängen. Je höher der Schwellwert ist, umso problematischer werden so z.B. die anreiztechnischen Effekte einer solchen Regelung. Da davon auszugehen ist, dass die höhere Auslastung effizienterer Anlagen und die damit verbundene Produktionseinschränkung bei Anlagen mit höheren spezifischen Emissionen zu den wesentlichen Emissionsminderungsoptionen gehört, kann bei hohen Schwellwerten die Effizienz des Emissionshandelssystems entscheidend verringert werden, da ab einem bestimmten Punkt die Rückführung der Produktion in wenig effizienten Anlagen durch das Emissionshandelssystem nicht mehr „honoriert“ wird. Dies gilt noch in verstärktem Maße für die erste Option, die nicht nur die Produktionsrückführung, sondern sogar das Ergreifen von Emissionsminderungsmaßnahmen (z.B. durch den Einsatz weniger emissionsintensiver Brennstoffe) verhindern würde.

Besonders problematisch werden Ex-post-Anpassungen im Kontext von Stilllegungsregelung und Missbrauchsvermeidung, wenn die Regelungen durch die konkreten Anlagenabgrenzungen entweder maßgeblich verschärft werden oder aber ins Leere laufen. So existieren in der Realität des deutschen Emissionshandelssystems einerseits Fälle, in denen einzelne Kraft-

⁸⁵ Dies gilt vor allem im Kontext der kostenloser Neuanlagenzuteilung und der Übertragungsregelung (vgl. Kapitel 8.3).

werksblöcke eine Genehmigung als eigenständige Anlagen im Sinne des Emissionshandels erhalten haben. Abhängig von den Schwellwerten der Ex-post-Anpassungen würde hier die Optimierung des Blockeinsatzes maßgeblich eingeschränkt. Andererseits sind in Deutschland Kraftwerksblöcke, die über einen Zeitraum von mehreren Dekaden errichtet worden sind und entsprechend unterschiedliche Emissionswerte aufweisen, als eine gemeinsame Anlage im Sinne des Emissionshandels genehmigt worden. Regelungen zur Anlagenstilllegung bzw. zur Missbrauchsvermeidung werden in solchen Fällen selbst bei hohen Schwellwerten der Ex-post-Anpassungen ins Leere laufen. Zu erwähnen bleibt schließlich der erhöhte Aufwand für die notwendige Revision der Zuteilungsentscheidungen im Verlauf der Handelsperiode.

Die Nutzung von Ex-post-Anpassungen für Regelungen zur Anlagenstilllegung bzw. zur Missbrauchsvermeidung verursacht also sowohl aus grundsätzlichen Erwägungen (siehe die Ausführungen oben) als auch hinsichtlich der praktischen Effekte erhebliche Probleme. Allerdings bleibt auch darauf hinzuweisen, dass sie nur bei Verzicht auf entsprechende Regelungen für Anlagenstilllegung und Missbrauchsvermeidung (vgl. Kapitel 8.3) entbehrlich sind und andernfalls nur eine Minimierung der kontraproduktiven Effekte erfolgen kann.

Eine vergleichbare Situation ergibt sich für den *dritten Einsatzfall* der Ex-post-Anpassung, die Stilllegungsregelung im übertragenen Sinne. Dies betrifft den Fall, dass faktisch eine Übertragung von Emissionsberechtigungen von stillgelegten Anlagen auf Bestandsanlagen erfolgt, also der Widerruf der Zuteilung an die stillgelegte Anlage unterbleibt, wenn eine Produktionsübernahme durch andere Anlagen des Betreibers nachgewiesen werden kann. Eine Ex-post-Anpassung findet dann statt, wenn wie in § 9 Abs. 4 ZuG 2007 vorgesehen, die Zuteilung an die stillgelegte Anlage in Abhängigkeit von der Auslastung der die Produktion übernehmenden Anlage angepasst wird.

Wenn die generelle Sinnfälligkeit einer solchen faktischen – und im Kontext der Stilllegungsregelung sehr widersprüchlichen – Übertragungsregelung nicht in Frage gestellt wird (vgl. Kapitel 8.3), gelten für die möglicherweise folgende Ex-post-Anpassung die oben gemachten Ausführungen zu den Ex-post-Anpassungen im Kontext der Stilllegungsregelungen bzw. der Missbrauchsvermeidung sinngemäß.

Eine ähnliche Situation ergibt sich hinsichtlich der Rolle von Ex-post-Anpassungen für die mit der KWK-Sonderzuteilung verfolgte Funktionalität. In diesem *vierten Anwendungsfall* für Ex-post-Anpassungen entfällt der wesentliche Sinn der Sonderregelung, wenn keine Ex-post-Anpassung erfolgt. Denn der angestrebte Effekt der Sonderzuteilung besteht gerade darin, dass eine Reduzierung der Kraft-Wärme-Kopplung sanktioniert wird (siehe Kapitel 9.4).

8.5.3 Getroffene Regelungen

Ex-post-Anpassungen haben in der Diskussion um den NAP für Deutschland zumindest für einige Regelungsbereiche bereits sehr früh eine Rolle gespielt. Bereits im Eckpunktepapier vom 7. Juli 2003 (DIW Berlin et al. 2003) ist für eine potenzielle KWK-Sonderzuteilung die Nutzung von Ex-post-Anpassungen explizit als erforderlich benannt worden. Auch in den Überlegungen zur Operationalisierung etwaiger Stilllegungsregelungen sind Ex-post-Anpassungen mit Schwellenwerten bereits sehr früh diskutiert worden.

Mit einer stärkeren Fokussierung auf die praktische Umsetzung der verschiedenen Zuteilungsregelungen für die ab Anfang 2003 in Betrieb genommenen Anlagen sind dann auch hier Ex-post-Anpassungen explizit eingeführt worden.

Der *BMU-Entwurf für den NAP vom 29. Januar 2004* (BMU 2004) enthält für die vom 1. Januar 2003 bis 31. Dezember 2004 in Betrieb genommenen Anlagen die Regelungskonstruktion mit angemeldeten Daten und Ex-post-Anpassung *sowohl nach unten als auch nach oben*. Das gleiche Verfahren einer Ex-post-Anpassung nach unten und oben, wenn auch unter Anwendung anderer Emissionsbenchmarks, war hier auch für die Newcomer-Anlagen (also diejenigen neu in Betrieb genommenen Anlagen, die nicht die Übertragungsregelung in Anspruch nehmen) vorgesehen worden. Eine Ex-post-Anpassung war in diesem Entwurf für die Stilllegungsregelung noch *nicht* vorgesehen worden (vgl. Kapitel 8.3).

Die nach dem Abstimmungsprozess der Ressorts von der Bundesregierung beschlossene Fassung des *NAP vom 31. März 2004* (BR 2004) enthält neben den Ex-post-Anpassungen im Rahmen der Zuteilungsregelungen auf Basis angemeldeter Daten sowie der Ex-post-Anpassung im Zusammenhang mit der KWK-Sonderzuteilung weitere Anwendungen von Ex-post-Anpassungen. Die Stilllegungsregelung wird hier um eine Regelung zur verminderten Kapazitätsauslastung ergänzt. Sofern die Jahresemissionen einer Anlage – bedingt durch Produktionsrückgänge – weniger als 60% der jahresdurchschnittlichen Emissionen in der Basisperiode betragen, ist eine Ex-post-Anpassung nach unten vorgesehen, nach der die Zuteilung so korrigiert wird, dass für ein Jahr nur die Ausgabe entsprechend der veränderten Auslastung der Anlage erfolgt. Die für die Folgejahre vorgesehene Ausgabemenge sollte dagegen – vorbehaltlich einer wiederholten Anwendung der Anpassung entsprechend der realen Kapazitätsauslastung – nicht angepasst werden.

Im parlamentarischen Verfahren, das zur Verabschiedung des *Zuteilungsgesetzes 2007* führte, wurde zunächst ein weiterer Anwendungsfall für Ex-post-Anpassungen eingeführt. Mit der Ermöglichung von faktischen Zertifikats-Übertragungen von stillgelegten Anlagen auf Bestandsanlagen des gleichen Betreibers (vgl. Kapitel 8.3) wurde in Abhängigkeit von der Produktionsmenge der Bestandsanlage eine zusätzliche Ex-post-Anpassung *nach unten* eingeführt.

In der Gesamtheit der Regelungen des Zuteilungsgesetzes 2007 ergeben sich damit fünf Anwendungsfälle für Ex-post-Anpassungen

1. Ex-post-Anpassung nach unten für die Zuteilung auf Grundlage angemeldeter Daten (Plandaten) für Anlagen, die vom 1. Januar 2003 bis zum 31. Dezember 2004 in Betrieb genommen worden sind (§ 8 (4) ZuG 2007)
2. Ex-post-Anpassungen nach unten für die Zuteilung auf Grundlage angemeldeter Daten (Plandaten) für zusätzliche Neuanlagen, die ab dem 1. Januar 2005 in Betrieb genommen werden und nicht oder nicht nur die Übertragungsregelung des § 10 ZuG 2007 in Anspruch nehmen bzw. nehmen können (§ 11 (5) ZuG 2007).
3. Ex-post-Anpassungen nach unten für die Zuteilung auf Grundlage der Optionsregelung des § 7 (12) ZuG 2007.

4. Ex-post-Anpassungen nach unten, wenn die CO₂-Emissionen der Anlage infolge von Produktionsrückgängen unter ein Niveau von 60% der jahresdurchschnittlichen Emissionen in der Basisperiode absinken (§ 7 (9) ZuG 2007).
5. Ex-post-Anpassungen nach unten für die Zuteilung an stillgelegte Anlagen, deren Produktion nach Anzeige durch eine andere Anlage des gleichen Betreibers im deutschen Hoheitsgebiet übernommen werden sollte, eine entsprechende Mehrproduktion jedoch nicht nachgewiesen werden kann (§ 9 (4) ZuG 2007).
6. Ex-post-Anpassungen nach unten für die Sonderzuteilung an KWK-Anlagen, wenn die KWK-Stromproduktion unter den Wert in der jeweiligen Basisperiode sinkt (§ 14 (5)).

Hinsichtlich der Abgrenzung und Umsetzung von Ex-post-Anpassungen verbleiben jedoch an zwei Stellen noch Unschärfen:

- Nach dem Wortlaut des Zuteilungsgesetzes 2007 sowie den Umsetzungshinweisen der DEHSt müssen die Anlagenbetreiber bis zum 30. April des Folgejahres eine bestimmte Menge von Zertifikaten an die zuständige Behörde für den Fall zurückgeben, dass die Jahresemissionen wegen Produktionsrückgang unter einen Wert von 60% der jahresdurchschnittlichen Emissionen in der Basisperiode zurückgehen (§ 7 (9) ZuG 2007).⁸⁶ Die DEHSt führt hierzu in ihren Umsetzungshinweisen explizit aus, dass eine Anpassung der Zuteilungsentscheidung nicht erfolgt. Formal in Frage gestellt werden könnte damit, inwieweit die faktische Nicht-Ausgabe von zugeteilten Emissionsberechtigungen ohne Zuteilungsänderung einer Ex-post-Anpassung entspricht. In der hier gewählten Abgrenzung sowie nach Auffassung der Kommission in ihrer Entscheidung zum deutschen NAP entspricht diese Regelung jedoch materiell einer Ex-post-Anpassung.⁸⁷
- Auch wenn die Sonderregelung für den Fall, dass ein Widerruf der Zuteilung für stillgelegte Anlagen im Fall der Produktionsübernahme durch eine andere Bestandsanlage unterbleibt (§ 9 (4) ZuG 2007), im Vergleich zur allgemeinen Stilllegungsregelung faktisch einer Ex-post-Anpassung nach oben gleich gesetzt werden könnte, müsste dieser Sachverhalt vor dem Hintergrund der im Kapitel 8.5.1 gemachten Definition für Ex-post-Anpassungen streng genommen nicht als solche betrachtet werden. Die Europäische Kommission hat jedoch in Ihrer Entscheidung zum deutschen NAP eine Formulierung gewählt, die nahe legt, dass auch dieser Fall als Ex-post-Anpassung betrachtet wird.⁸⁸

Die Europäische Kommission hat in ihrer Entscheidung zum deutschen NAP alle fünf genannten Regelungen mit Ex-post-Anpassungen sowie ggf. den unterbleibenden Widerruf der Zuteilungsentscheidung für stillgelegte Anlagen bei Übernahme der Produktion durch eine

⁸⁶ Nach den Auslegungshinweisen der DEHSt wird die Menge der an die zuständige Behörde zurückzugebenden Emissionsberechtigungen als Differenz der (jahresdurchschnittlichen) Zuteilung und den realen Emissionen des jeweils vorhergehenden Jahres in der Handelsperiode bestimmt.

⁸⁷ Siehe hierzu Artikel 1 Nr. c sowie Art. 2 Nr. b) der Entscheidung K (2004)2512/2endg. vom 7. Juli 2004.

⁸⁸ Siehe hierzu Artikel 1 Nr. (b) und Artikel 2 Nr. (b) der Entscheidung K (2004)2512/2endg. vom 7. Juli 2004.

Anlage des gleichen Betreibers im deutschen Hoheitsgebiet (§ 9 (4) ZuG 2007) als unvereinbar mit den Kriterien 5 und 10 des Anhangs III der Emissionshandels-Richtlinie erklärt und entsprechende Änderungen eingefordert.⁸⁹

Auch vor dem Hintergrund der Tatsache, dass Ex-post-Anpassungen als Folge der extensiven Nutzung der Optionsregelung des § 7 (12) ZuG 2007 (siehe Kapitel 8.2) eine erhebliche Bedeutung gewonnen haben, hat die Bundesregierung Rechtsmittel gegen diese Entscheidungen eingelegt.

8.5.4 Bewertung und Ausblick

Ex-post-Anpassungen passen im Grundsatz nicht in die Systematik eines Emissionshandels-systems, das vor allem aus Anreizgründen auf die Ex-ante-Zuteilung von Emissionsberechtigungen abstellt. Ex-post-Anpassungen, die überwiegend mit Gerechtigkeitsaspekten begründet sind, tragen dazu bei, das Emissionshandelssystem in eine ordnungsrechtliche Richtung zu profilieren und seine grundlegenden Anreizeffekte zumindest teilweise erodieren zu lassen.

Die Sinnfälligkeit von Ex-post-Anpassungen muss *erstens* stets in der Zusammenschau mit den jeweiligen Zuteilungsregelungen, *zweitens* hinsichtlich der aus Anreizsicht real zu erwartenden kontraproduktiven Effekte sowie *drittens* hinsichtlich der politischen Ausstrahlungswirkung solcher Regelungsmechanismen bewertet werden. Vor diesem Hintergrund ergeben sich eine differenzierte Bewertung der verschiedenen Regelungen im deutschen Zuteilungsverfahren und – ungeachtet der rechtlichen Klärung – ein differenzierter Handlungsbedarf für eine Revision der entsprechenden Regelungen im nächsten NAP für Deutschland:

1. Aus übergeordneten Gründen, vor allem zur Vermeidung einer (gesamteuropäischen) Entwicklung, mit der Ex-post-Anpassungen (nach oben und unten) in verschiedenen Ausformungen dazu genutzt werden, grundlegende Funktionalitäten des Emissionshandelssystems außer Kraft zu setzen, sollten Ex-post-Anpassungen grundsätzlich nicht mehr in Ansatz gebracht werden.
2. Bei der Zuteilung an Anlagen, die nicht auf historische Daten (bei Aktivitäten und/oder Emissionen) zurückgreifen können, werden in der Realität einerseits durch eine Ex-post-Anpassung oftmals nur geringe anreiztechnisch kontraproduktive Effekte ausgelöst, andererseits existieren jedoch ausreichend praktikable Alternativen zu einer Ex-post-Anpassung.
3. Die Ex-post-Anpassung hinsichtlich einer Anlagenauslastung von weniger als 60% der Basisperiode ist anreiztechnisch kontraproduktiv und wird in der Realität hinsichtlich der intendierten Wirkung oft kaum greifen (v.a. hinsichtlich der Anlagenabgrenzung). Im Rahmen der gesamten Diskussion um die Stilllegungsregelung existieren ausreichende Alternativen zu einer Ex-post-Anpassung.
4. Ebenfalls im Kontext der generellen Stilllegungsregelungen sind der unterbleibende Widerruf der Zuteilungsentscheidung für stillgelegte Anlagen bei Übernahme der Pro-

⁸⁹ Siehe hierzu Artikel 1 der Entscheidung K (2004)2512/2endg. vom 7. Juli 2004.

duktion durch andere Bestandsanlagen des gleichen Betreibers und die ggf. erfolgende Ex-post-Anpassung der Zuteilung für die stillgelegte Anlage bei nicht erfolgter Produktionsübernahme durch die angezeigten Bestandsanlagen erstens nicht sonderlich konsistent und zweitens pragmatisch ersetzbar.

5. Die intendierte Funktionalität der KWK-Sonderzuteilung entfällt ohne Ex-post-Anpassung weitgehend. So wäre bei einer grundsätzlichen Ablehnung von Ex-post-Anpassungen aus übergeordneten Gründen die KWK-Sonderzuteilung insgesamt in Frage zu stellen oder nach ausreichenden Alternativen im Rahmen der Zuteilungsregelungen für nachfolgende Handelsperioden (z.B. im Rahmen des Updating-Konzepts) zu suchen.

Wenn auch die anreiztechnisch kontraproduktiven Effekte der verschiedenen Anwendungen von Ex-post-Anpassungen im deutschen NAP höchst unterschiedlich ausfallen, kann in den NAP für die folgenden Handelsperioden durch Änderungen der jeweiligen Zuteilungsregeln (Anlagenstilllegung, Neuemittenten-Zuteilung etc.) auf Ex-post-Anpassungen weitgehend verzichtet werden.

9 Sonderregelungen (Öko-Institut, ISI)

9.1 Vorbemerkungen (Öko-Institut)

Da die im Kapitel 8 beschriebenen grundlegenden Zuteilungsregelungen für die erste Handelsperiode des EU-Handelssystems eine Reihe von Problemen aufwerfen, können die generellen Zuteilungsregelungen durch Sonderregeln oder Sonderzuteilungen ergänzt werden.

- Für den Bereich frühzeitigen Emissionsminderungen können aus Gründen der Gleichbehandlung oder zur Vermeidung von Wettbewerbsverzerrungen Sonderregeln oder Sonderzuteilungen legitimiert werden, um die Effekte der zeitnahen Basisperiode zumindest teilweise zu kompensieren (Kapitel 9.2).
- Hinsichtlich der prozessbedingten CO₂-Emissionen können mit Verweis auf die begrenzten Emissionsminderungspotenziale Sonderregeln für die Zuteilung begründet werden (Kapitel 9.3).
- Aus der partiellen Natur des Emissionshandelssystems resultieren spezifische Probleme für die Kraft-Wärme-Technologien, sofern die Produktion dieser Anlagen sowohl mit Anlagen konkurriert, die vom Emissionshandelssystem erfasst werden als auch im Wettbewerb mit Anlagen steht, die nicht dem EU-Emissionshandelssystem unterliegen (Kapitel 9.4).
- Eine besondere Situation ergibt sich für Deutschland vor dem Hintergrund des politisch vorgegebenen, schrittweisen Verzichts auf die Kernenergie. Neben einer Berücksichtigung im Rahmen des Makroplans (Kapitel 7) kann hier auch eine betreiberorientierte Kompensation mit Sonderzuteilungen verfolgt werden (Kapitel 9.5).
- Die Notwendigkeit von Sonderregeln oder Sonderzuteilungen kann schließlich aus den Folgen anderer umweltpolitischer Regulierungen resultieren, die tendenziell zur Erhöhung der Treibhausgasemissionen bei vom Emissionshandel erfassten Anlagen führen (Kapitel 9.6).

Grundsätzlich können bei allen genannten Tatbeständen zwei alternative Wege verfolgt werden. Erstens kann das grundlegende Zuteilungsmodell beibehalten, aber durch eine abweichende Parametrisierung modifiziert werden, wobei – wie auch bei anderen Sachverhalten – vor allem der Ansatz eines modifizierten Erfüllungsfaktors verfolgt werden kann. Neben diesen *Sonderregeln* kann aber zweitens auch der Weg von *Sonderzuteilungen* gewählt werden, bei dem neben den Zuteilungen auf Grundlage der allgemeinen Zuteilungsregelungen zusätzliche Emissionsberechtigungen für bestimmte (Sonder-) Tatbestände zugeteilt und ausgegeben werden.

9.2 Early Action (Öko-Institut)

9.2.1 Motivation für Regelungsbedarf

Sowohl in der politischen als auch der wissenschaftlichen Diskussion von Maßnahmen zum Klimaschutz spielt die Bewertung von „frühzeitigem Handeln“ (*Early action*) eine wichtige Rolle.⁹⁰

In den Kriterien für die Nationalen Zuteilungspläne nach Anhang III der EU-Emissionshandelsrichtlinie wird unter Kriterium Nr. 7 ausgeführt:

„Der Plan kann Vorleistungen berücksichtigen, und er muss Angaben darüber enthalten, wie Vorleistungen Rechnung getragen wird. Aus Referenzdokumenten zu den besten verfügbaren Technologien resultierende Benchmarks dürfen von den Mitgliedstaaten bei der Aufstellung ihrer nationalen Zuteilungspläne verwendet werden, und diese Benchmarks können ein Element der Ermöglichung frühzeitiger Maßnahmen enthalten.“

Das (rechtlich nicht verbindliche) Guidance-Dokument der Kommission enthält einige weitere Hinweise zur Abgrenzung und Behandlung frühzeitiger Emissionsminderungen.

„66. Neither the criterion nor the Directive contains a definition of early action and in which way it may be accommodated. Therefore, a Member State has a degree of freedom how to define, and whether and how to accommodate early action. This freedom is only limited by other Annex III criteria and provisions derived from the Treaty. The guidance on this criterion outlines limitations imposed by these other criteria and provisions, and contains options how to accommodate early action, if a Member State decides to do so ...

69. “Early action” is to be understood as actions undertaken in covered installations to reduce covered emissions before the national allocation plan is published and notified to the Commission. In line with criterion (4), only measures that operators undertook beyond requirements arising from Community legislation can qualify as early action. More stringent national legislation, applying to all covered installations in total or carrying out an activity, will be reflected in the potential to reduce emissions (cf. criterion (3)). Thus, early action is limited to reductions of covered emissions beyond reductions made pursuant to Community or national legislation, or to actions undertaken in the absence of any such legislation. A parallel can also be drawn to the Community guidelines on State aid for environmental protection, which prohibit public investment aid with respect to investments that merely bring companies into line with Community standards already adopted but not yet in force.

⁹⁰ In der umfassendsten Definition von Early action werden darunter diejenigen Emissionsminderungsmaßnahmen gefasst, die vor der Verpflichtungsperiode mit verbindlichen Minderungszielen ergriffen werden. In einigen Diskussionssträngen wird dieser Begriff weiter differenziert nur für solche Minderungsmaßnahmen verwendet, die (freiwillig) vor dem Beschluss bzw. der Ankündigung eines Instruments mit verbindlichen Minderungszielen ergriffen wurden. Minderungsmaßnahmen, die bereits in der Vergangenheit durchgeführt werden, werden auch als Past (early) action bezeichnet. Zu den vor allem Ende der 90er Jahre in Australien, Kanada und den USA diskutierten Konzepten des *Early action crediting*, den entsprechenden Differenzierungsvorschlägen und Kontroversen vgl. Nordhaus (1998), IISD (1998), Parker/Blodgett (1999), Rolfe (1999), Rolfe et al. (1999), Michaelowa/Stronzik (1999) sowie AGO (2000).

70. *Member States have several options to accommodate early action that operators have undertaken in existing installations. Three possible methods are elaborated below, but the Commission will also assess other methods.*

Choosing an early base period ...

Making a two-round allocation at installation level ...

Using benchmarks”

Es stellt sich also für die Erarbeitung des deutschen Allokationsplans die Frage, mit welcher Begründung Sonderregelungen für Early action geschaffen werden sollen und wie diese konkret ausgestaltet werden können.

Für eine besondere Berücksichtigung von Early action bei der Allokation können verschiedene Gründe herangezogen werden, aus denen auch unterschiedliche Anforderungen an die Umsetzung erwachsen. Das konkrete Umsetzungsmodell ergibt sich damit aus der Bewertung und Abwägung der verschiedenen Begründungszusammenhänge. Als Gründe für die Berücksichtigung erscheinen vor allem Fragen der politischen Konsistenz, Wettbewerbs- und Verteilungsaspekte und – sich teilweise daraus ergebend – die Akzeptanz des Emissionshandelssystems als belastbar.

Da auch in Zukunft angestrebt wird, dass Unternehmen auf freiwilliger Basis Umweltschutzmaßnahmen ergreifen, muss aus Gründen der *politischen Konsistenz* eine Situation vermieden werden, in der für die Unternehmen aus solchen frühzeitigen Bemühungen auf die eine oder andere Weise Nachteile erwachsen. In diesem Kontext müsste sich die Berücksichtigung von Early action jedoch auf Maßnahmen beziehen, die über das - wie auch immer abgegrenzte - Business as usual hinausgehen. Vor diesem Hintergrund müsste eine Berücksichtigung von Early action bei der Allokation hohe Anforderungen an die Zusätzlichkeit der entsprechenden Minderungsmaßnahmen stellen.

Sofern die kostenlose Allokation der Emissionsrechte auf der Grundlage historischer Emissionen verfolgt wird, spielt der Bezugszeitpunkt für die Verteilung (Basisperiode) eine entscheidende Rolle. Wird – vor allem aus Gründen der Praktikabilität bzw. zur Berücksichtigung von Wachstums- und Strukturwandelsprozessen – auf eine möglichst zeitnahe Basisperiode abgestellt, so können hieraus erhebliche *Verteilungseffekte, Wettbewerbsverzerrungen* bzw. *Gerechtigkeitsprobleme* entstehen,

- wenn Emissionsminderungen an bestimmte zeitliche Investitionsfenster bei gleichzeitig langfristigen Reinvestitionszyklen gebunden sind,
- diese Reinvestitionszyklen zwischen verschiedenen Unternehmen ein hohes Maß an Asynchronität aufweisen,
- diese asynchronen Reinvestitionszyklen für verschiedene Unternehmen in die Verpflichtungsperioden des Emissionshandels fallen und für andere Unternehmen bereits (kurz) vor der Erstellung des Allokationsplans für die erste Verpflichtungsperiode lagen und
- die entsprechenden Unternehmen miteinander konkurrieren.

Für diesen Fall – der vor allem beim Grundmodell eines Grandfatherings auf Anlagenebene auftritt – können für diejenigen Unternehmen, für die die (langfristigen) Reinvestitionszyklen in die zeitnahen Verpflichtungsperioden des Emissionshandelsmodells fallen, erhebliche Windfall Profits entstehen. Soweit solche Verteilungseffekte als unakzeptabel eingeordnet werden, können sie durch entsprechende Allokationsverfahren abgemildert, wenn auch nicht gänzlich beseitigt werden.

Grundsätzlich bleibt jedoch festzuhalten, dass die Berücksichtigung von Early action im Allokationsplan *nicht zwingend erforderlich* ist. Weder die Effektivität noch die Effizienz des Emissionshandelssystems werden durch die Berücksichtigung von Early action verbessert. Auch verändert sich die Zahl der an die Gesamtheit der vom Emissionshandelssystem erfassten Anlagen zugeteilten Emissionsrechte durch eine etwaige Berücksichtigung von Early action für bestimmte Anlagen nicht. Sofern also an bestimmte Anlagen mit Bezug auf Early action zusätzliche Emissionsrechte zugeteilt werden, verringert sich die Zahl der an die anderen Anlagen zugeteilten Emissionsrechte.

Gerade wegen der komplexen Natur des Early action-Problems kommt den Folgen einer Berücksichtigung im Allokationsplan für die *Praktikabilität* des Systems eine hohe Bedeutung zu. Der zusätzliche Regelungsbedarf für die Berücksichtigung von Early action sollte deshalb verhältnismäßig zur tatsächlichen Problemlage bleiben.

Nach dem Richtlinienentwurf können bereits früher erzielte Emissionsminderungen als Early action bei der Erstaussstattung berücksichtigt werden. Die Entscheidung hierüber und die Umsetzung fallen jedoch allein in den Regelungsbereich des Nationalen Allokationsplans. Dabei bildet jedoch das Jahr 1990 den frühest möglichen Zeitpunkt, ab dem ggf. Early action berücksichtigt werden kann.

Im Fall einer politischen Grundsatzentscheidung *für* eine Berücksichtigung von Early action ist festzulegen, welche Emissionsminderungen dann angerechnet werden sollen. Hierbei ist zu unterscheiden zwischen:

- konkreten Minderungsmaßnahmen,
- generellen Schrumpfs- und Strukturwandelprozessen (verminderter Stromabsatz, ersatzlose Stilllegungen etc.).

Die in der ersten Gruppe erfassten Minderungsmaßnahmen können noch weiter differenziert werden. Eine besondere Bedeutung kann dabei denjenigen Maßnahmen zukommen, die durch Klimaschutz motiviert über das – ggf. aus anderen Gründen ohnehin erforderliche – *Business as usual* hinausgegangen sind, also zusätzlicher Natur sind.

Der Rahmen und der Umfang, in dem Early action berücksichtigt werden kann, ergibt sich letztlich aus der Gewichtung der o.g. Kriterien, ist also davon abhängig, ob die politische Konsistenz oder Verteilungseffekte/Wettbewerbsverzerrungen für die Anerkennung von Early action im Vordergrund stehen. In Bezug auf politische Konsistenz käme der Zusätzlichkeit der ergriffenen Maßnahmen eine besondere Bedeutung zu, vor dem Hintergrund der Wettbewerbsverzerrungen stellt sich diese Frage dagegen weniger. In jedem Fall kann sich die Berücksichtigung von Early action allenfalls auf die Minderungen in der o.g. ersten Gruppe (konkrete Minderungsmaßnahmen) beziehen. Schrumpfungsprozesse oder ersatzlose Stillle-

gungen sollten deshalb auf keinen Fall zu einer Sonderzuteilung für Early action führen können.

9.2.2 Regelungsalternativen

Early action könnte im Nationalen Allokationsplan grundsätzlich über fünf verschiedene Ansätze berücksichtigt werden:

1. Es könnte *generell ein früherer bzw. der frühest mögliche Basiszeitpunkt* (z.B. das Jahr 1990) gewählt werden. Mit einem solchem Ansatz könnte zwar Early action umfassend erfasst werden. Neben erheblichen Problemen hinsichtlich der praktischen Umsetzung (Datenverfügbarkeit für eine große Zahl von Anlagen, Vorgänger-Zuordnung für eine erhebliche Anzahl heute existierender Anlagen) kann hier jedoch auch das Problem der Berücksichtigung von Wachstums- und Schrumpfungsprozessen – über die ja vergleichsweise lange Periode seit 1990 – entstehen.⁹¹ Außerdem würden auch bei einer solchen Variante nicht sämtliche Verteilungsprobleme im Zusammenhang mit früheren Maßnahmen eliminiert.
2. Sofern ein Verfahren des *Benchmarking* (z.B. auf Basis von durchschnittlichen spezifischen Emissionen von Branchen oder Teilbereichen) praktisch umgesetzt werden kann, kann auch die *Early action*-Problematik erheblich entschärft werden, da alle entsprechenden Anlagen auf gleicher Grundlage mit Emissionsrechten ausgestattet und *Windfall Profits* weitgehend vermieden würden. Das *Early action*-Problem bliebe jedoch bestehen, wenn sich der Umfang der *Early action* in den verschiedenen „Benchmark-Clustern“ (stark) unterscheidet. Sofern auch Umverteilungseffekte zwischen Branchen bzw. Teilbereichen verringert werden sollen, müsste die Gesamtmenge der Emissionsrechte unter Berücksichtigung der „sektorspezifischen Early action“ nach „Benchmark-Clustern“ differenziert werden, was bei einer größeren Zahl von Benchmarks allerdings erhebliche Probleme hinsichtlich der Praktikabilität aufwerfen kann.
3. Mit einer *aktuellen Basisperiode* und *Einzelfallentscheidungen* zur Berücksichtigung von Early action (auf Antrag bzw. Initiative und Nachweis des Anlagenbetreibers) kann die Anzahl der betreffenden Anlagen – und damit die Problematik der Datenverfügbarkeit sowie der praktischen Zuordnung – erheblich eingegrenzt werden. Ein höherer Aufwand würde jedoch für die damit betraute zuständige Stelle entstehen. Mit einer Festlegung des im Grundsatz anzuwendenden Anerkennungsverfahrens können die Planungs- und Rechtsicherheit für die Early action-relevanten Anlagen sowie die Praktikabilität gesichert werden. Hier bietet sich als Bewertungskriterium die Entwicklung der *spezifischen* Emissionen an. Zusätzlich sind jedoch einige *Nebenbedingungen* zu beachten:

⁹¹ Dieses Problem könnte zwar prinzipiell durch eine Verknüpfung der Aktivitäten eines zeitnahen Referenzzeitpunktes mit spezifischen Emissionen des Basiszeitpunktes (BW-Formel) gelöst werden, bei einer flächendeckenden Anwendung der BW-Formel ergäben sich jedoch die in Abschnitt 7.2 angeführten Probleme.

- a) Sofern eine Abgrenzung zum „business as usual“ erfolgen soll, ist vom Antragsteller die Erfüllung einer der beiden nachfolgenden Bedingungen nachzuweisen:
 - i) Der Antragsteller erreicht ein Niveau der spezifischen Emissionen, das *unter* dem Durchschnitt einer geeigneten Vergleichsgruppe liegt oder
 - ii) die Verbesserung der spezifischen Emissionen übersteigt einen vorgegebenen Prozentsatz.
- b) Um Skalierungseffekte („Aufblaseffekte“) zu vermeiden, die den Umfang der Early action unangemessen erhöhen, sollte die Zahl der mit Bezug auf Early action zusätzlichen zugeteilten und auf Basis spezifischer Emissionen errechneten Emissionsrechte nur über das jeweils kleinere Aktivitätsniveau ermittelt werden.⁹²
- c) Die Menge der wegen Early action zugeteilten zusätzlichen Zertifikate sollte so begrenzt werden, dass sie konsistent zu den Wirkungen der Neueinsteiger/Stilllegungsregelung innerhalb der Emissionshandelsperioden bleibt.
- d) Bei der mit Early action begründeten zusätzlichen Zuteilung von Emissionsrechten kommt ggf. der Beihilfefrage eine besondere Bedeutung zu. Wurden für die Maßnahmen der Early action staatliche Beihilfen in Anspruch genommen, so könnte dies ggf. eine zusätzliche Zuteilung von Emissionsrechten reduzieren oder ausschließen.

Unbeschadet dessen muss jedoch die Frage nach Objektivierbarkeit, Transparenz, Erheblichkeit und Rechtssicherheit beim Nachweis zusätzlicher Anstrengungen aus dem Blickwinkel der Praktikabilität eine besondere Berücksichtigung finden. In jedem Fall soll der Nachweis von Early action emissionsbezogen (direkt) erfolgen, indirekte Nachweise (z.B. über Investitionen) sind dagegen nicht adäquat.

- 4. Schließlich können die ab einem bestimmten Zeitpunkt in Betrieb genommenen Anlagen generell einer sehr breit angelegten Early action-Regelung unterworfen werden.
- 5. Schließlich kann – auf der Anlagenebene – auch auf eine Sonderregelung für Early action grundsätzlich verzichtet werden. Die Effekte von Early action würden damit über eine „*pauschale Umlage*“ zu Gunsten aller vom Emissionshandel betroffenen Anlagen „sozialisiert“. Im Ergebnis würde daraus eine Verringerung der Minderungsziele für diejenigen Anlagen resultieren, die bis dahin keine weiteren Maßnahmen realisiert haben. Damit würden unter Umständen Verteilungseffekte zwischen von der Richtlinie betroffenen und anderen Unternehmen vermindert, nicht aber Verteilungseffekte zwischen den Unternehmen, die in den Bereich der Richtlinie fallen.

⁹² Sofern beispielsweise im Zuge von Early action eine kleine (alte) Anlage mit schlechten Emissionswerten durch eine große (neue) Anlage mit besseren Emissionswerten ersetzt wird, kann die Quantifizierung der Early action nur über das bei der Ermittlung der spezifischen Emissionen im Nenner berücksichtigte Aktivitätsniveau der alten Anlage erfolgen, andernfalls entstünden Mitnahmeeffekte. Im umgekehrten Fall (alte große Anlage ist durch eine neue kleine Anlage ersetzt worden) müsste das niedrigere Aktivitätsniveau der Neuanlage zur Grundlage der Ermittlung gemacht werden, um den Effekt des Kapazitätsabbaus angemessen zu berücksichtigen.

Für die Implementierung einer Early action-Regelung kann also erstens eine Orientierung an bestimmten zeitlichen Bezugsräumen (Optionen 1 und 4) oder bestimmten Emissionsminderungsbeiträgen (Optionen 2 und 3) erfolgen. Zweitens ist zu entscheiden, ob breite allgemeine Regeln für Early action eingeführt werden sollen (Optionen 1, 2 und 4) oder grundsätzlich auf Einzelfallprüfungen abgestellt werden soll (Option 3). In einer dritten Dimension muss entschieden werden, ob die Sonderzuteilung für Early action sich an der Höhe der bereits erbrachten Minderungsleistung orientieren oder davon unabhängig sein soll.

Grundsätzlich sollte schließlich die Zuweisung von zusätzlichen Emissionsrechten auf Basis von Early action *nur an konkrete, vom Emissionshandel erfasste Anlagen* verfolgt werden.⁹³

9.2.3 Getroffene Regelungen

Der erste Entwurf für den Nationalen Allokationsplan vom 29. Januar 2003 folgte einem Ansatz, der erstens eine Einzelfallprüfung und zweitens eine Sonderzuteilung in Abhängigkeit von der Größe der erbrachten Early action vorsah. Zusätzlich sollte die Höhe der Sonderzuteilungen auf insgesamt 30 Mio. CO₂ für die gesamte Periode 2005-2007 begrenzt werden, bei Überschreitung dieser Menge sollte eine anteilige Kürzung vorgenommen werden. Grundlage der Early action-Bewertung sollten die Entwicklung der spezifischen Emissionen sein, wobei über einen Kapazitätsabgleich „Aufblaseffekte“ bei der Early action-Bewertung ausgeschlossen werden und der autonome Fortschritt über eine De minimis-Regelung von 10% Berücksichtigung finden sollte.

Als Grundlage für die Ermittlung der spezifischen Emissionsminderungen sollten eine Referenzperiode aus drei aufeinander folgenden Jahren (frühestens mit dem Jahr 1990 beginnend) sowie die reguläre Basisperiode (im Regelfall 2000-2002) herangezogen werden. Für diejenigen Emissionsvolumina, die im Prozess der Zuteilung mit einem Erfüllungsfaktor von 1 bewertet werden sollten, sollte die Early action-Sonderregelung keine Anwendung finden. Bei Ermittlung der Early action-Sonderzuteilungen sollte weiterhin kein Erfüllungsfaktor angewendet werden. Der Ersatz einer oder mehrerer Altanlagen durch eine oder mehrere Neuanlagen sollte also Early action-Maßnahme explizit zugelassen werden, einzige Einschränkung bildete die Produktion vergleichbarer Produkte in der oder den Neuanlagen. Für den Sonderfall der Kraft-Wärme-Kopplung wurde eine Spezifikation der Bezugsgrößen vorgenommen.

Im Verhandlungsprozess zum Nationalen Allokationsplan wurde diese Konstruktion maßgeblich verändert. Die Regelungen des § 12 ZuG 2007 stellen für die im Rahmen von Early action anerkannten Emission grundsätzlich auf eine Anwendung des Erfüllungsfaktors von 1 ab, wobei der Umfang der Sonderzuteilung zunächst ausschließlich vom Erreichen bestimmter – sehr niedriger – Schwellwerte abhängt. Als anererkennungsfähige Emissionsvolumina für die Early action-Regelung gelten danach

⁹³ In der Debatte um den Allokationsplan für Deutschland ist seitens der neuen Bundesländer verschiedentlich die Zuteilung von Emissionsberechtigungen für Early action an die Gebietskörperschaften oder einen entsprechenden Fond gefordert worden.

- Emissionen der Anlagen, bei denen die spezifischen Emissionen im Vergleich zwischen einer Referenzperiode (drei aufeinander folgende Jahre im Zeitraum 1991-2000) und der regulären Basisperiode durch nach dem 1. Januar 1994 ergriffene Maßnahmen einen bestimmten Mindestwert erreichen – wobei dieser Mindestwert von 7 % (bei Beendigung der Modernisierungsmaßnahmen bis zum 31. Dezember 1994) in Schritten von jeweils einem Prozentpunkt bis auf 15 % (bei Beendigung der Modernisierungsmaßnahmen bis zum 31. Dezember 2002) steigt (§ 12 (1) und (2) ZuG 2007);
- Emissionen der Anlagen, die vom 1. Januar 1994 bis zum 31. Dezember 2002 in Betrieb genommen wurden (§ 12 (5) ZuG 2007)

Die Anwendung eines Erfüllungsfaktors von 1 soll nach den Regelungen des ZuG 2007 für einen Zeitraum von 12 Jahre gewährt werden, wobei die Zählung mit dem 1. Januar des Jahres beginnt, dass auf den Abschluss der Modernisierungsanlagen folgt. Die Beschränkung des Zeitraums auf Maßnahmen die ab 1994 ergriffen wurden, ergibt sich vor allem aus der 12 Jahres-Frist, da nur diejenigen Anlagen als sondertatbestandsrelevant angesehen wurden, für die Sonderregelung sich auf die gesamte Emissionshandelsperiode 2005-2007 erstrecken würde.

Die bei 7% beginnenden und deutlich unter der ursprünglich geplanten Grenze von 10% liegenden Mindest-Emissionsminderungen sind erkennbar auf den „politischen Willen“ zur Einbeziehung der in den neunziger Jahren nachgerüsteten Braunkohlenkraftwerke im brandenburgischen Jänschwalde sowie im sächsischen Boxberg in die Early action-Regelung zurückzuführen (VE 2004), die nur diese Emissionsminderung erreichen.

Das Prinzip der undifferenzierten Bemessung der Sonderzuteilung für Early action wird nur für diejenigen Anlagen durchbrochen, die spezifische Emissionsminderungen von mehr als 40 % erreichen; für diese Anlagen wird nach § 12 (1) Satz 5 ZuG 2007 die Anwendung eines Erfüllungsfaktors von 1 auch für die Periode 2008-2012 gewährt.

Neben der Erfüllung der Mindest-Emissionsminderungen bzw. der Inbetriebnahme neuer Anlagen nach dem Stichtag 1. Januar 1994 muss nach den Regelungen des ZuG 2007 und der ZuV 2007 nur der Anforderung genügt werden, dass die Emissionsminderung nicht aufgrund gesetzlicher Vorschriften vorgenommen werden musste. Andere Nebenbedingungen (keine staatlichen Beihilfen für die entsprechenden Maßnahmen) werden nicht definiert.

Für das Sonderproblem des Nachweises der spezifischen Emissionsminderungen bei Anlagen der Kraft-Wärme-Kopplung (die zwei mögliche Bezugsprodukte für die Ermittlung der spezifischen Emissionen haben) enthält das ZuG 2007 die Bestimmung, dass der Nachweis grundsätzlich auf Basis der Wärmeproduktion der Anlagen erfolgen soll, sofern nicht eine der Alt- oder Neuanlagen ausschließlich Strom produziert hat.

9.2.4 Bewertung und Ausblick

Zusammenfassend ist eine relativ einfache Early action-Regelung geschaffen worden, die allerdings vergleichsweise geringe Anforderungen (erzielte Emissionsminderungen, Beihilfen etc.) für die Gewährung der Sonderzuteilung stellt. Auch besteht zwischen dem Umfang der erzielten frühzeitigen Emissionsminderung und der Höhe der Sonderzuteilung – mit Ausnah-

me der 40 % übersteigenden Emissionsminderungen – kein wesentlicher Zusammenhang. Eine Anlage, bei der – unter Einhaltung der jeweiligen Frist – eine Minderung der spezifischen Emissionen von 7 % erzielt wurde, wird bei der Sonderzuteilung nicht anders behandelt, als eine Anlage, bei der die Modernisierung spezifische Emissionsminderungen von 40 % erbrachte. Exemplarisch kann diese Situation durch das Beispiel der großen Braunkohlenkraftwerke illustriert werden. Während die in Sachsen und Brandenburg in den neunziger Jahren modernisierten Braunkohlenkraftwerke nach der Modernisierung einen Wirkungsgrad von 35 % erreichen und damit in den Genuss von Sonderzuteilungen für Early action kommen, fallen Bestandsanlagen in Nordrhein-Westfalen mit Wirkungsgraden von 31% ab 2008 unter die Malusregelung nach § 7 (7) ZuG 2007 und erhalten dann eine sehr deutlich abgesenkte Zuteilung.

Dem Fairness-Kriterium kommt danach für die Bewertung eine offensichtlich deutlich geringere Rolle zu als der Vermeidung potenzieller Wettbewerbsverzerrungen als Folge von Großinvestitionen in der jüngeren Vergangenheit.

Die auch in diesem Zusammenhang wichtige Verteilungswirkungen der Sonderzuteilung für Early action macht Tabelle 9-1 deutlich.

Das gesamte Emissions- bzw. Zuteilungsvolumen lag mit ca. 111 Mio. t CO₂ relativ nah an den im Prozess der Erarbeitung des Zuteilungsplans vorgenommenen Schätzungen in Höhe von 114 Mio. t CO₂ (Matthes 2004).

Der größte Anteil der Sonderzuteilungen für Early action erfolgte mit knapp 84 % des Gesamtvolumens für Anlagen in den neuen Bundesländern; unter den neuen Bundesländern entfällt der wesentliche Anteil der Sonderzuteilungen erwartungsgemäß auf die in Brandenburg und Sachsen konzentrierten Stromerzeugungsanlagen.

Es ist aber auch darauf hinzuweisen ist, dass in den alten Bundesländern offensichtlich eine Vielzahl kleiner und mittlerer Anlagen ebenfalls in den Genuss von entsprechenden Sonderzuteilungen gekommen ist, jedoch nur ein sehr geringes Emissionsvolumen repräsentiert. Dies bedeutet, dass die Fristen für die Gewährung der Sonderzuteilung im Vergleich zur technisch-wirtschaftlichen Lebensdauer vieler kleiner und mittlerer Anlagen sehr lang sind. Die Fokussierung der politischen Diskussion auf die großen Stromerzeugungsanlagen mit vergleichsweise langen Lebens- und Amortisationsdauern führt also dazu, dass für die kleinen und mittleren Anlagen in der Industrie mit vergleichsweise kurzen Lebens- und Amortisationsdauern letztlich sehr großzügige Sonderzuteilungen erfolgt sind. Interessant ist schließlich die Tatsache, dass die Early action-Sonderzuteilungen in den neuen Bundesländern über 75 % der gesamten Zuteilung repräsentieren und in den alten Bundesländern nur knapp 5 %, wobei auch hier auch die besondere Rolle von Brandenburg und Sachsen hinzuweisen ist.

Tabelle 9-1 Sonderzuteilungen für Early action, nach Bundesländern

| Bundesländer | Anlagen mit Early action | | Zuteilung für Early Action | | Zuteilungsanteil ^a | |
|---|--------------------------|--------|----------------------------|--------|-------------------------------|-----------|
| | Anlagen | | 1.000 p.a. | | Anlagen | Zuteilung |
| Nordrhein-Westfalen | 58 | 14,6% | 4.424 | 4,0% | 13,2% | 2,0% |
| Niedersachsen | 23 | 5,8% | 2.680 | 2,4% | 11,8% | 7,7% |
| Bayern | 31 | 7,8% | 2.230 | 2,0% | 10,9% | 8,5% |
| Schleswig-Holstein | 10 | 2,5% | 2.112 | 1,9% | 18,5% | 27,9% |
| Hamburg | 10 | 2,5% | 1.782 | 1,6% | 23,3% | 41,0% |
| Baden-Württemberg | 26 | 6,5% | 1.742 | 1,6% | 14,8% | 5,9% |
| Rheinland-Pfalz | 14 | 3,5% | 1.554 | 1,4% | 15,9% | 17,7% |
| Hessen | 16 | 4,0% | 921 | 0,8% | 12,2% | 6,7% |
| Bremen | 4 | 1,0% | 719 | 0,6% | 13,8% | 6,2% |
| Saarland | 3 | 0,8% | 52 | 0,0% | 9,7% | 0,3% |
| Alte Bundesländer | 195 | 49,1% | 18.214 | 16,4% | 13,3% | 4,9% |
| Brandenburg | 46 | 11,6% | 47.397 | 42,6% | 60,5% | 89,0% |
| Sachsen | 51 | 12,8% | 30.054 | 27,0% | 51,0% | 91,0% |
| Sachsen-Anhalt | 41 | 10,3% | 10.303 | 9,3% | 53,2% | 51,8% |
| Berlin | 18 | 4,5% | 2.764 | 2,5% | 47,4% | 29,7% |
| Thüringen | 30 | 7,6% | 2.185 | 2,0% | 54,5% | 52,8% |
| Mecklenburg-Vorpommern | 16 | 4,0% | 294 | 0,3% | 50,0% | 8,1% |
| Neue Bundesländer (inkl. Berlin) | 202 | 50,9% | 92.998 | 83,6% | 53,4% | 75,4% |
| Gesamtergebnis | 397 | 100,0% | 111.212 | 100,0% | 21,5% | 22,5% |
| Anmerkung: ^a als Anteil der insgesamt zugeteilten Anlagen bzw. des gesamten Zuteilungsvolumens | | | | | | |

Quelle: DEHSt, Berechnungen des Öko-Institut

Die Early action-Problematik kann allenfalls eine Übergangsphase zum Beginn des Emissionshandelssystems betreffen. Die Schaffung angemessener Sonderzuteilungen für Early action ist darüber hinaus konzeptionell und praktisch äußerst kompliziert. So sollte bei zukünftigen Allokationsverfahren der Sonderzuteilungstatbestand für Early action nicht mehr angewendet werden. Ob und inwieweit die im Zuteilungsplan 2005-2007 erfolgten Fristankündigungen eine Bindungswirkung entfalten können, wird im Kapitel 10 näher diskutiert. In jedem Falle sollte die vergleichsweise lange Frist von 12 Jahren gerade für die kleineren Anlagen noch einmal sehr kritisch überprüft werden.

9.2.5 Literatur

Matthes, F.Chr.: Antworten geladener Sachverständiger auf den Fragenkatalog der Fraktionen SPD, CDU/CSU, BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN und FDP anlässlich der öffentlichen Anhörung am 24. Mai 2004 des Ausschusses für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit zu dem Gesetzentwurf über den nationalen Zuteilungsplan für Treibhausgasemissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 (Zuteilungsgesetz - NAPG). Berlin, 22. Mai 2004.

VE (Vattenfall Europe): Stellungnahme von Vattenfall Europe zum Nationalen Allokationsplan. Berlin, 04.05.2004.

9.3 Prozessbedingte CO₂-Emissionen (ISI, Öko-Institut)

9.3.1 Motivation für Regelungsbedarf

Die EU-Emissionshandelsrichtlinie verlangt, dass ab dem Jahr 2005 für Kohlendioxid-Emissionen aus Tätigkeiten, die in Anhang I der Richtlinie aufgeführt sind, eine entsprechende Menge an Berechtigungen einzureichen ist. Diese Verpflichtung bezieht sich sowohl auf den energie- als auch auf den prozessbedingten Ausstoß an Kohlendioxid, falls die Tätigkeiten explizit in Anhang I der Richtlinie aufgeführt sind und trifft somit vor allem für die Branchen Glas, Kalk, Zementklinker sowie Eisen und Stahl zu. Prozessbedingte Emissionen entstehen in der Regel durch chemische Prozesse bei der Umwandlung eines Rohstoffes zum Produkt, wobei der chemische Prozess im Regelfall kein Verbrennungsprozess ist.

Eine mögliche Sonderbehandlung für prozessbedingte Emissionen lässt sich aus Kriterium 3, Anhang III der Emissionshandelsrichtlinie, ableiten. Darin heißt es unter anderem:

Die Mengen der Zertifikate, die zugeteilt werden sollen, müssen mit dem Potenzial - auch dem technischen Potenzial - der unter dieses System fallenden Tätigkeiten zur Emissionsverringering in Einklang stehen.

Der Mitteilung der EU-Kommission zur Anwendung der Kriterien des Anhang III der Emissionshandelsrichtlinie (KOM 2003) ist zu entnehmen, dass die Anwendung dieses Kriteriums bei der Bestimmung der Gesamtmenge an Berechtigungen obligatorisch ist. Für die Festlegung von Budgets für Tätigkeitsbereiche oder für die anlagenspezifische Zuteilung ist die Berücksichtigung des technischen Potentials hingegen nicht zwingend.

Eine mögliche Sonderregelung für prozessbedingte Emissionen ließe sich aus der Anwendung des Kriteriums 3, Anhang III der Richtlinie ggf. dann rechtfertigen, wenn die Freisetzung von prozessbedingten CO₂ in die Atmosphäre nicht oder unter besonders erschwerten technischen und wirtschaftlichen Bedingungen vermieden werden kann. Dies ist für prozessbedingte CO₂-Emissionen – zunächst ungeachtet der definitorischen Unschärfen – allerdings nicht von vornherein anzunehmen:

1. Der Emissionsbegriff der EU-Richtlinie stellt auf die Freisetzung von Treibhausgasen in die Atmosphäre ab. Sofern die Technologie der CO₂-Abtrennung, Speicherung und –Sequestrierung technisch und wirtschaftlich verfügbar ist, wäre eine Sonderregelung für prozessbedingte Emissionen abzulehnen.
2. In einigen Fällen können prozessbedingte CO₂-Emissionen zwar nicht vermieden werden, die Herstellung des vermarktbaren Endproduktes könnte aber zumindest teilweise auch mit Substituten erfolgen, bei denen solche Emissionen nicht auftreten.⁹⁴
3. Im Ergebnis einiger Prozesse, für die prozessbedingte CO₂-Emissionen reklamiert werden, entstehen Kohlenstoffverbindungen, bei deren weiterer Nutzung (z.B.

⁹⁴ Ein Beispiel hierfür ist die erhöhte Beimischung von Zuschlagstoffen bei der Zementherstellung. Dadurch lässt sich der Anteil an Zementklinker reduzieren, bei dessen Produktion prozessbedingte CO₂-Emissionen anfallen.

Verbrennung von Gicht- oder Konvertergas) durchaus erhebliche Prozessverbesserungen möglich sind.

Zusammenfassend greift also eine Betrachtungsweise, die allein auf den Kohlenstoffbedarf bestimmter Prozesse – und dessen „Entsorgung“ als CO₂ – abstellt, deutlich zu kurz. Wenn es relevante Potenziale gibt, die eine Freisetzung des CO₂ in die Atmosphäre zu vermeiden oder aber die Effizienz bestimmter Prozesse der „Kohlenstoff-Entsorgung“ wesentlich zu verbessern (z. B. durch Verbesserungen an Strom- oder Wärmeerzeugungsanlagen, die Gicht- oder Konvertergas einsetzen), ist die Notwendigkeit einer entsprechenden Sonder-Zuteilungsregelung für prozessbedingte CO₂-Emissionen grundsätzlich in Frage zu stellen. Im Folgenden wird also nicht nur auf eine Abgrenzung prozessbedingter Emissionen abzustellen, sondern auch der Frage nachzugehen sein, inwieweit bestimmte Abgrenzungen prozessbedingter CO₂-Emissionen auch relevant für eine Sonderregelung bei der Zuteilung sein können.

9.3.2 Regelungsalternativen

9.3.2.1 Definition sondertatbestandsrelevanter prozessbedingter Emissionen

In Deutschland gab es bis zur Erstellung des NAP keine „offizielle“ Definition des Begriffs prozessbedingte Emissionen. So wurden im nationalen Treibhausgasinventar für Deutschland bisher sämtliche CO₂-Emissionen aus der Stahlindustrie – im Unterschied zu den prozessbedingten Emissionen der Kalk-, Glas- u. Zementindustrie – zu den „energiebedingten“ Emissionen gezählt (z. B. UBA 2004). In den internationalen Überprüfungen der deutschen Treibhausgasinventare ist dieser Punkt regelmäßig moniert worden.

Die Richtlinien des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) für die Erstellung von Nationalen Treibhausgasinventaren enthalten zwar auch keine allgemeine Definition für den Begriff „prozessbedingte Emissionen“. Die Anweisungen zur Erstellung von Inventaren legen jedoch nahe, z. B. die Emissionen aus dem stofflichen Einsatz von Kohlenstoffträgern für metallurgische Zwecke als prozessbedingte Emissionen zu bewerten und auch als solche im Inventar auszuweisen sind. Eine davon abweichende Handhabung ist explizit zu erwähnen (IPCC 2000).

In den EU “Monitoring and reporting guidelines“ (2004/156/EG) werden “prozessbedingte Emissionen” definiert als: „greenhouse gas emissions other than ‘combustion emissions’ occurring as a result of intentional and unintentional reactions between substances or their transformation, including the chemical or electrolytic reduction of metal ores, the thermal decomposition of substances, and the formation of substances for use as product or feedstock“ (Anhang I, Kapitel 2 o der Monitoring Guidelines).

Vor dem Hintergrund der uneinheitlichen Angrenzung von prozessbedingten CO₂-Emissionen sowie den o. g. Ausführungen zur Berechtigung von Sonderregelungen für prozessbedingte Emissionen ist es zunächst sinnvoll, nach den unterschiedlichen Quellbereichen für prozessbedingte Emissionen zu differenzieren.

In einer Vielzahl von industriellen Prozessen kommt es zur Umsetzung von Karbonaten zu CO₂ und anderen Stoffen. Beispielsweise erfolgt bei der Herstellung von Kalk (CaO) zwangs-

läufig eine chemische Umwandlung des im Rohstoff (Kalkstein – CaCO_3) enthaltenen Kohlenstoffs zu CO_2 . Daher gibt es keine Möglichkeiten, den Rohstoff umzusetzen, ohne dass dabei CO_2 mit dem Rauchgas frei gesetzt wird. Auch im Glasschmelzprozess, beim Brennen von Zementklinker oder bei der Rauchgasentschwefelung entstehen aus der Umsetzung der in den primären Rohstoffen enthaltenen Karbonate (Kalkstein, Dolomit, andere Karbonate) prozessbedingte CO_2 -Emissionen, die chemisch nicht vermeidbar sind.

Bei der Glasherstellung können allenfalls die primären Rohstoffe durch sekundäre Rohstoffe (Altglas) ersetzt werden. Dadurch lässt sich nicht nur Brennstoff einsparen, sondern proportional zur eingesetzten Altglasmenge auch prozessbedingtes CO_2 . Aus Qualitätsgründen ist der Einsatz von Fremdscherben allerdings weitgehend auf die Behälterglasproduktion beschränkt.

In ähnlicher Weise lassen sich beim Brennen von Zementklinker prozessbedingte Emissionen nicht direkt, wohl aber indirekt durch das Zugeben von Zuschlagstoffen (z. B. Hochofensand) auf der Stufe der Zementherstellung mindern. Aus rein technischer Perspektive ist zu berücksichtigen, dass reine Klinkerwerke nicht über diese Minderungsmöglichkeiten verfügen, da das Endprodukt Zement an anderer Stelle erzeugt wird.

Bei der Wasserstoffherstellung aus Kohlenwasserstoffen resultiert die Freisetzung von CO_2 aus der entsprechenden Umsetzung von Kohlenwasserstoffen. CO_2 -Emissionen, die bei der Herstellung von Wasserstoff zur Hydrierung im Raffinierungsprozess freigesetzt werden, werden im Rahmen des Emissionshandels als prozessbedingt angesehen.⁹⁵

Für die Eisen- und Stahlindustrie ist hingegen eine differenziertere Betrachtung notwendig. Für die Stahlerzeugung im Hochofenprozess kommen folgende Prozesse hinsichtlich prozessbedingter Emissionen in Betracht:

- Reduktion von Eisenerz zu Roheisen unter Zugabe von Kohlenstoff;
- Stahlproduktion über das Ausbrennen von Kohlenstoff;
- Umsatz von Karbonaten (Kalkstein, Dolomit).

Die Kohlenstoffzugabe im Hochofenprozess erfüllt einen doppelten Zweck. Erstens werden der für die Reduktion des Eisenoxids sowie der für die Aufkohlung des Roheisens notwendige Kohlenstoff über die Zugabe von Koks und anderen Kohlenstoffträgern bereitgestellt. Zweitens dient der Kohlenstoffeintrag auch der Bereitstellung der notwendigen Prozesswärme. Darüber hinaus wird im Reduktionsprozess nur ein Teil des Reduktionsmittels zu CO_2 umgewandelt, das Abgas von Hochöfen (Hochofen- bzw. Gichtgas) enthält etwa zu gleichen Volumenanteilen Kohlendioxid und Kohlenmonoxid. Das im Gichtgas enthaltene Kohlenmonoxid stellt dabei einen beträchtlichen energetischen Wert dar und wird daher in den Wärmeerzeugungsanlagen der Hochöfen (Winderhitzer) oder externen Strom- und Wärmeerzeugungsanlagen (Verbundkraftwerke) energetisch genutzt.

⁹⁵ Verfahrenstechnisch ist dies jedoch durchaus als unterstöchiometrische Verbrennung bzw. als Vergasung definiert (vgl. dazu auch Kapitel 9.3.3.1). Die letztendliche Berücksichtigung der Wasserstoffherstellung im Kontext der prozessbedingten CO_2 -Emissionen resultierte vor allem aus der Tatsache, dass in den Monitoring Guidelines dieser Quellebereich explizit als „prozessbedingt“ herausgestellt worden war und die entsprechenden Anlagenbetreiber dies nachdrücklich vorbrachten.

Während das beim Reduktionsprozess entstehende CO₂ durchaus mit der Entstehung von prozessbedingtem CO₂ bei der Umsetzung von Karbonaten gleichzusetzen wäre, kann dies für das beim Eisenerz-Reduktionsprozess entstehende CO, das bei der weiteren (energetischen) Nutzung in CO₂ umgewandelt wird, massiv bezweifelt werden.

Darüber hinaus resultieren bei der Stahlproduktion aus dem Ausbrand von Kohlenstoff aus dem Roheisen bzw. den anderen Einsatzstoffen (Schrott, Eisenschwamm etc.) CO₂-Emissionen aus dem Elektrodenabbrand.

Die Reklamation von prozessbedingten CO₂-Emissionen geht aber auch noch über den beschriebenen Sachverhalt der „Entsorgung“ des Kohlenstoffs hinaus, der für bestimmte industrielle Prozesse benötigt, aber erst in einer Nachnutzung im Wege der Verbrennung zu CO₂ umgesetzt wird. Hierzu gehören eindeutige Verbrennungsprozesse wie z. B. der Ausbrand des organischen Kohlenstoffs im Ton bei der Ziegelherstellung oder aber die Verbrennung von Kokereigas, dass bei der Koksherstellung anfällt.

Die beispielhaft beschriebenen Prozesse lassen sich in drei Kategorien zusammenfassen:

- Die enge Definition prozessbedingter Emissionen erfasst diejenigen CO₂-Emissionen, die aus chemischen Umsetzungen entstehen, die keine Verbrennung sind (Umsetzung von Karbonaten, Wasserstoffherstellung aus Kohlenwasserstoffen, unmittelbar aus der Reduktion von Eisenerz entstehendes CO₂ etc.).
- Die weitere Definition prozessbedingter CO₂-Emissionen bezieht darüber hinaus diejenigen CO₂-Emissionen ein, bei denen das CO₂ zwar im Wege einer Verbrennung freigesetzt wird, die in diesem Verbrennungsprozess eingesetzten Kohlenstoffverbindungen jedoch ein Resultat chemischer Prozesse sind, bei denen diese Kohlenstoffverbindungen unvermeidbar entstehen (Umsetzung von Kohlenmonoxid aus dem Gicht- oder Konvertergas, Katalysatorregeneration etc.).
- Die sehr weite Definition bezieht alle CO₂-Emissionen ein, die aus einer Umsetzung von Kohlenstoff resultieren, deren Zweck nicht die Energiegewinnung ist (Abbrand des organischen Kohlenstoffs aus Tonen), oder der aus anderen Prozessen einer weiteren Nutzung zugeführt wird (Nutzung von Kokereigas).

Für eine Sonderregelung im Rahmen der Zuteilung kann – soweit die Option der CO₂-Abtrennung und –Sequestrierung nicht zur Verfügung steht – mit einer belastbaren Begründung nur die enge Definition der prozessbedingten CO₂-Emissionen als sondertatbestandsrelevant in Ansatz gebracht werden. In der weiteren und sehr weiten Definition der prozessbedingten CO₂-Emissionen besteht allenfalls noch eine indirekte Verknüpfung zu Nicht-Verbrennungsprozessen, vor allem stehen aber noch signifikante Potenziale zur Erhöhung der Umwandlungseffizienz der Anlagen und damit zur spezifischen Minderung der CO₂-Emissionen zur Verfügung, womit eine wesentliche Vorbedingung für eine Sonderregelung entfallen dürfte.

Für die Abgrenzung der prozessbedingten CO₂-Emissionen ist schließlich noch eine eindeutige Definition von Verbrennungsprozessen notwendig, die hier wie folgt in Ansatz gebracht wird:

Verbrennung ist die Bezeichnung für die schnelle chemische Vereinigung eines Stoffes mit Sauerstoff oder einem anderen Oxidationsmittel unter Entwicklung hoher Temperaturen und Lichterscheinungen. Besondere Formen der Verbrennung sind die Veraschung, die Deflagration, die Detonation, die Schwelung, die Abfackelung sowie die allo- und autotherme Verbrennung.

Als sondertatbestandsrelevante prozessbedingte CO₂-Emissionen kommen also bei differenzierter Betrachtung keineswegs alle – mit verschiedenen Herleitungen und Abgrenzungen – als prozessbedingt eingestufte CO₂-Emissionen in Betracht sondern letztlich nur diejenigen CO₂-Emissionen, aus Sicht des jeweiligen Prozesses unvermeidbaren CO₂-Emissionen aus chemischen Umwandlungsprozessen, die keine Verbrennung sind.

9.3.2.2 Regelungsalternativen für Sonderbehandlung prozessbedingter Emissionen

Für eine Sonderregelung zur Berücksichtigung prozessbedingter Emissionen bieten sich verschiedene Optionen an, die im Folgenden kurz skizziert werden:

1. Die Zuteilung für die prozessbedingten CO₂-Emissionen erfolgt im Grundsatz nach den gleichen Verfahren wie für die (energiebedingten) CO₂-Emissionen allgemein (Basisperiode, historische Emissionen, Erfüllungsfaktor, Ex-ante-Zuteilung). Im Unterschied zu den energiebedingten CO₂-Emissionen wird jedoch ein erhöhter Erfüllungsfaktor, z. B. mit dem Wert von 1,0 angewendet. Eine Berücksichtigung von steigenden prozessbedingten CO₂-Emissionen aufgrund höherer zukünftiger Outputentwicklung gegenüber der Basisperiode könnte bei dieser Regelung nicht erfolgen. Anlagenbetreiber, die die realen Zusatzkosten des Emissionsausstoßes nicht vollständig überwälzen können, hätten wirtschaftliche Nachteile. Allerdings würde durch diese Regelungsalternative das Ex-ante-Prinzip gewahrt und es bestünden Anreize, auch die prozessbedingten Emissionen – soweit technisch-ökonomisch möglich – zu reduzieren.
2. In Modifikation zur ersten Option erfolgt eine Anpassung der Zuteilung für die prozessbedingten CO₂-Emissionen innerhalb der Handelsperiode entsprechend der Emissionsentwicklung (Ex-post-Anpassung) sowohl nach oben als auch nach unten. Die zusätzlichen oder weniger benötigten Zertifikate könnten aus der Reserve entnommen oder in die Reserve abgegeben werden, für die prozessbedingten CO₂-Emissionen ergäbe sich ein faktisches Hinausoptieren aus dem Emissionshandelssystem. Allerdings würde eine solche Regelung gegen das Ex-ante-Prinzip der EU-Richtlinie verstoßen, böte nur geringe Anreize zur Minderung prozessbedingter Emissionen und hätte administrative Nachteile im Hinblick auf die Kalkulation der Reserve sowie die Zuteilung selbst. Beispielsweise wäre eine vorzeitige Meldepflicht für die prozessbedingten Emissionen vorzusehen, da sich ansonsten eine (bis zu) zweijährige Verzögerung für die Ausgabe bzw. den Einzug der zuviel oder zuwenig zugeteilten Berechtigungen ergäbe. Denn auf Grund der zeitlichen Vorgaben würde die Ausgabe der Zertifikate für das nächste Jahr (spätestens zum 28. Februar) bereits ca. zwei Monate vor der Einreichung des Inventars (spätestens 31. März) für das letzte Jahr erfolgen.

3. Die Höhe der Zuteilung für die prozessbedingten Emissionen wird zunächst ex ante auf Basis eines spezifischen Emissionswerts sowie einer Produktionsschätzung vorgenommen und es erfolgt eine Ex-post-Korrektur nach oben oder nach unten nach Ablauf der Periode. Allerdings widerspräche auch diese Option dem Ex-ante-Prinzip, böte keine Anreize zur Minderung der prozessbedingten Emissionen, wäre administrativ aufwändiger und hätte wegen der expansiven Wirkung der Produktionsschätzung auf das Volumen der Reserve negative Verteilungseffekte für die Anlagen ohne prozessbedingte CO₂-Emissionen.
4. Es erfolgt keine Sonderzuteilung auf Basis der anlagenspezifisch festgestellten prozessbedingten CO₂-Emissionen. Dafür werden die allgemeinen Erfüllungsfaktoren für Anlagenkategorien mit üblicherweise signifikanten Anteilen prozessbedingter Emissionen entsprechend erhöht. Ein wesentlicher Vorteil dieser Option besteht darin, dass der administrative Aufwand zur Datenermittlung und –Verifizierung erheblich verringert werden könnte. Der wesentliche Nachteil besteht im Einstieg in ein System differenzierter Erfüllungsfaktoren mit allen Verteilungseffekten und möglicherweise expansivem Einfluss auf die Festlegung der Gesamtmenge der zugeteilten Zertifikate.
5. Eine Vereinfachung für die Optionen 1 bis 3 könnte darin bestehen, eine de minimis-Regelung einzuführen, nach der eine Sonderzuteilung erst bei einem bestimmten Anteil (z. B. 10%) der prozessbedingten Emissionen an den gesamten CO₂-Emissionen erfolgt. Hierdurch ließen sich Transaktionskosten reduzieren.
6. Schließlich käme noch die Option einer Gleichstellung der prozessbedingten und der energiebedingten CO₂-Emissionen in Betracht. Dadurch bestünden Anreize, prozessbedingte Emissionen zu reduzieren. Allerdings hätten Anlagenbetreiber, die die prozessbedingt anfallenden Emissionen weder absolut noch spezifisch senken könnten und die realen Zusatzkosten des Emissionsausstoßes nicht vollständig auf die Kunden überwälzen können, wirtschaftliche Nachteile – dies wäre allerdings nur begrenzt ein Spezifikum der prozessbedingten CO₂-Emissionen.

Im Ergebnis bleibt also zunächst festzuhalten, dass sich eine Sonderzuteilung für prozessbedingte CO₂-Emissionen keineswegs als naturgesetzlich oder technisch zwingend ergibt, sondern letztlich im Rahmen eines Abwägungsprozesses abgeleitet werden sollte. Damit empfiehlt sich auf alle Fälle eine de minimis-Regelung sowie ein Modell, das sich möglichst nahe am allgemeinen Zuteilungsverfahren orientiert.

9.3.3 Getroffenen Regelungen

9.3.3.1 Regelung für Definition als sondertatbestandsrelevant anzuerkennender prozessbedingter Emissionen

Für die Zwecke des Nationalen Allokationsplans (sowie das nachfolgende Monitoring) wurde folgende Definition für die prozessbedingten CO₂-Emissionen festgelegt, die gesetzlich in § 13 (2) Satz 1 ZuG2007 verankert ist:

„Prozessbedingte Emissionen sind alle Freisetzen von Kohlendioxid in die Atmosphäre, bei denen das Kohlendioxid als Produkt einer chemischen Reaktion entsteht, die keine Verbrennung ist.“

Diese Definition ergibt sich vor dem Hintergrund folgender Überlegungen:

- Freisetzung von CO₂ in die Atmosphäre ist die Definition der Emissionshandelsrichtlinie für „Emission“.
- Prozessbedingte Emissionen entstehen als unmittelbares Produkt einer chemischen Reaktion, die keine Verbrennung ist.

Die nähere Abgrenzung sondertatbestandsrelevanter CO₂-Emissionen erfolgt in § 6 (1) Satz 1 ZuV 2007:

„Für die Berechnung prozessbedingter Emissionen sind alle Freisetzen von Kohlendioxid in die Atmosphäre einzubeziehen, bei denen das Kohlendioxid als unmittelbares Produkt einer chemischen Reaktion entsteht, die keine Verbrennung ist, oder im direkten technologischen Verbund mittelbar und unvermeidbar aus dieser chemischen Reaktion resultiert.“

Letztlich wird mit der hier vorgenommenen Definition ein erweiterter Begriff der sondertatbestandsrelevanten prozessbedingten CO₂-Emissionen vorgenommen, die sich über zwei Definitionsmöglichkeiten ergibt:

1. Entweder handelt es sich um CO₂-Emissionen, die direkt aus einem Prozess resultieren, der keine Verbrennung ist.
2. Oder es handelt sich um CO₂-Emissionen, die aus der Umsetzung von Kohlenstoffverbindungen zu CO₂ resultieren,
 - a) die erstens aus einer chemischen Reaktion entstanden sind, die keine Verbrennung ist *und*
 - b) die zweitens aus einem technologisch unmittelbar verbundenen Prozess stammen *und*
 - c) deren Entstehung drittens unvermeidbar ist.

Als sondertatbestandsrelevant werden also beispielsweise nach Nr. 1 die prozessbedingten CO₂-Emissionen aus der Umsetzung von Karbonaten (in der Zement-, Kalk-, Glas- und Roheisenproduktion etc.) oder aus der Umsetzung von Kohlenwasserstoffen bei der Wasserstoffproduktion eingeordnet. Nach Nr. 2 sind als sondertatbestandsrelevant also auch diejenigen prozessbedingten CO₂-Emissionen anzusehen, die aus der Verbrennung von Gicht- oder Konvertergas entstehen: Das eindeutig zu CO₂ verbrannte Kohlenmonoxid im Gicht- und Konvertergas entstammt aus dem Reduktionsprozess des Eisenerzes (keine Verbrennung) ist mit dem Hochofen- bzw. Stahlwerksprozess eindeutig und unmittelbar technologisch verbunden und ist letztlich unvermeidbar. Ähnliches gilt für den Katalysatorabbrand oder die Kokskalziniierung in den Raffinerien.

Nicht als sondertatbestandsrelevant anerkannt werden nach dieser Abgrenzung z. B. die CO₂-Emissionen aus der Verbrennung von organischen Kohlenstoffbestandteilen des Tons in Ziegeln oder CO₂-Emissionen aus der Unterfeuerung in Kokereien, da es sich jeweils eindeu-

tig um einen Verbrennungsprozess handelt und ein technologisch unmittelbar verbundener und nicht als Verbrennungsprozess zu charakterisierter Prozess mit unvermeidbaren Kohlestoffumsatz nicht angenommen werden kann.

Die Spezifikation der sondertatbestandsrelevanten prozessbedingten CO₂-Emissionen entspricht so letztlich der weiteren Definition prozessbedingter CO₂-Emissionen, die in der Logik des Emissionshandelssystems aus den o.g. Gründen keineswegs zwingend geboten ist, sich eher an undifferenzierten technischen als an ökonomischen Gegebenheiten orientiert und letztlich klar als Ergebnis politischer Kompromisse einzuordnen ist.

Die gilt auch für die Parametrisierung im Sinne der ZuV 2007 als „unvermeidlich“ anzusehenden prozessbedingten CO₂-Emissionen (vgl. oben Nr. 2c). Die ZuV 2007 führt hier eine Reihe von Formeln auf, die sich – als Ergebnis der politischen Kompromissfindung – an idealen Prozessen orientieren. Maßstab für die Anerkennung sondertatbestandsrelevanter CO₂-Emissionen ist also nicht der erreichte Ist-Stand des Anteils prozessbedingter CO₂-Emissionen sondern der Umfang prozessbedingter CO₂-Emissionen für den jeweiligen Idealprozess, wobei dies in besonderem Maße für den Hochofenprozess, aber auch die Wassergewinnung aus Kohlenwasserstoffen relevant ist.⁹⁶

9.3.3.2 Regelung für Behandlung sondertatbestandsrelevanter prozessbedingter Emissionen

Bei der Standard-Zuteilung nach § 7 (1)-(5) ZuG 2007 ergibt sich die Menge an Berechtigungen, die für prozessbedingte Emissionen zugeteilt wird, in Höhe der durchschnittlichen prozessbedingten CO₂-Emissionen in der Basisperiode (2000-2002).

Mit § 13 (1) ZuG 2007 wurde eine de minimis-Regelung für die prozessbedingten CO₂-Emissionen eingeführt, nach der eine Sonderzuteilung für prozessbedingte CO₂-Emissionen nur dann in Frage kommt, wenn der Anteil der als sondertatbestandsrelevant anerkannten prozessbedingten CO₂-Emissionen 10% der gesamten CO₂-Emissionen erreicht oder übersteigt.

Die Zuteilung von Emissionsberechtigungen für prozessbedingte Emissionen erfolgt nach § 13 (1) ZuG 2007 auf Antrag mit einem Erfüllungsfaktor von 1,0 statt mit einem Erfüllungsfaktor von 0,9709 nach § 5 ZuG 2007. Sofern ein Erfüllungsfaktor von 1 so interpretiert wird, dass die jeweiligen CO₂-Amissionen der Anlage *keinem* Erfüllungsfaktor unterliegen, so wäre für die sondertatbestandsrelevanten prozessbedingten CO₂-Emissionen auch keine anteilige Kürzung nach § 4 (4) ZuG 2007 vorzunehmen. Dieser Interpretation ist die DEHSt bei der Zuteilung der Berechtigungen für 2005-2007 gefolgt.

⁹⁶ Dies zeigt deutlich die Formel 1 des Anhang 2 zur ZuV 2007, bei dem die Koeffizienten – auf Basis des politischen Kompromisses – letztlich über das Gesamtvolumen der als sondertatbestandsrelevant anzuerkennenden prozessbedingten CO₂-Emissionen in Höhe von 68,8 Mio. t und als Konsequenz für den idealen Hochofenprozess nach Scholz (2003) ermittelt wurden. Die grundsätzliche Orientierung an idealen stöchiometrischen Verhältnissen erscheint aber auch vor dem Hintergrund des Vorgehens bei anderen Nicht-Verbrennungsprozessen als geboten.

Alternativ kann die Zuteilung auch über § 7 (12) Zug 2007 bzw. für nach 2003 in Betrieb genommene Anlagen auch nach § 8 bzw. § 11 ZuG 2007 vorgenommen werden. Da die Zuteilung nach § 8 ZuG 2007 nicht unter Berücksichtigung eines Erfüllungsfaktors erfolgt, bestehen hier auch keine besonderen Anforderungen für die Abgrenzung der sondertatbestandsrelevanten prozessbedingten CO₂-Emissionen. Eine andere Situation ergibt sich für Zuteilungen nach § 7 (12) ZuG 2007 (Optionsregelung) sowie nach § 11 ZuG 2007 (Regelung für zusätzliche Neuanlagen). Hier wird der Zuteilung zunächst ein definierter Emissionswert (Benchmark) für die energiebedingten CO₂-Emissionen zu Grunde gelegt. Für die zusätzlich zu berücksichtigenden CO₂-Emissionen wären hier nur die nach den Berechnungsvorschriften der ZuV 2007 als sondertatbestandsrelevant anerkannten prozessbedingten CO₂-Emissionen in Ansatz zu bringen. Im Falle der Zuteilung nach § 7 (12) ZuG 2007, die nach Rechtsauffassung der DEHSt der anteiligen Kürzung nach § 4 (4) ZuG 2007 unterliegt, wäre das Volumen der als sondertatbestandsrelevant anerkannten prozessbedingten CO₂-Emissionen nicht der anteiligen Kürzung zu unterziehen, dürfte die anteilige Kürzung also nur auf das mit dem Benchmark für die energiebedingten CO₂-Emissionen ermittelte Emissionsvolumen angewendet werden.

Die für den Fall der Zuteilung nach § 7 (12) sowie nach §§ 8 und 11 vorgesehene Ex-post-Anpassung muss auch für die als sondertatbestandsrelevant anerkannten prozessbedingten CO₂-Emissionen vorgenommen werden.

Besondere Regelungen wurden schließlich noch für die Zuteilung der der Nutzung von Kuppelgasen (Gichtgas, Konvertergas) zuzurechnenden sondertatbestandsrelevanten prozessbedingten CO₂-Emissionen getroffen. Falls die Kuppelgas produzierenden Anlagen (Hochöfen, Oxygenstahlwerke) Kuppelgase an andere Anlagen abgeben, werden nach § 6 (3) Satz 2 ZuV 2007 sowie nach § 6 (4) Satz 2 die dem Kuppelgas zuzurechnenden prozessbedingten CO₂-Emissionen entsprechend dem Verhältnis von abgegebenem Kuppelgas und dem Gesamtanfall des Kuppelgases den verschiedenen Anlagen zugeordnet.

Eine Regelungslücke kann hier entstehen, wenn die dem Hüttenverbund zuzuordnenden Anlagen (Hochofen, Stahlwerk, Verbundkraftwerk mit Kuppelgasnutzung) nach unterschiedlichen Zuteilungsprinzipien (einerseits Standard-Zuteilung nach § 7 ZuG 2007, andererseits Zuteilung für nach 2003 errichtete Anlagen gemäß §§ 8 und 11 ZuG 2007) behandelt werden. Hier könnten Zuteilungsvarianten entstehen, bei denen in der Summe deutlich höhere Kuppelgasmengen reklamiert werden als von den Kuppelgas produzierenden Anlagen überhaupt bereit gestellt werden können.

Als Ergebnis der Anwendung des § 13 ZuG 2007 wurden Emissionsberechtigungen für ca. 72 Mio. t CO₂ ohne Anwendung des Erfüllungsfaktors und der anteiligen Kürzung zugeteilt. Diese Menge lag damit sehr nahe an den 69 Mio. t CO₂, die bei der Erarbeitung des Nationalen Zuteilungsplans geschätzt wurde, und die dem Mengengerüst des ZUG 2007 zu Grunde lagen (UBA/DEHSt 2005). Der Anteil der Sonderzuteilungen für prozessbedingte Emissionen an der gesamten Zuteilungsmenge beträgt ca. 14 %.

9.3.4 Bewertung und Ausblick

Die Begründung für eine mögliche Sonderbehandlung prozessbedingter Emissionen basiert in Deutschland auf einer sehr technischen Sichtweise.

So erfolgen Sonderzuteilungen für prozessbedingte CO₂-Emissionen einerseits für Industrieprozesse (i. e. bei der Produktion von Kalk, Zement, Glas etc.), bei denen diese Emissionen nicht oder nur geringfügig – zum Beispiel durch eine Verringerung des Anteils von Zementklinkern im Zement oder durch den verstärkten Einsatz von Altglas bei der Glasherstellung etc. – vermieden werden können. Andererseits erfolgt eine Sonderzuteilung aber auch für den Einsatz von Kuppelgasen in Verbrennungsanlagen, deren Effizienz und damit die CO₂-Intensität je Einheit verwert- und teilweise vermarktbar Produkt (Wärme, Strom) durch entsprechende Maßnahmen sehr wohl und teilweise in erheblichem Maße verbessert werden kann.

Die breite Abgrenzung der sondertatbestandsrelevanten prozessbedingten CO₂-Emissionen folgt damit einer eher formal-technischen Betrachtungsweise als einer umfassenderen ökonomischen Perspektive in der Logik des Emissionshandelssystems.

In jedem Fall muss für die zukünftige Weiterentwicklung der Sonderregelungen zu den prozessbedingten CO₂-Emissionen überprüft werden, inwiefern diese Sonderzuteilungen gerade für die Großemittenten in der Eisen- und Stahlindustrie noch gerechtfertigt werden können, sobald die Technologie der Abscheidung und Speicherung von CO₂ bzw. andere Verfahrensumstellungen (Wasserstofftechnologien für Hochöfen) in Betracht gezogen werden können.

Sofern die Betreiber von Anlagen mit erheblichen Anteilen sondertatbestandrelevanter prozessbedingter Emissionen zusätzliche Kosten relativ einfach an die Kunden weitergeben können, wäre die Sinnfälligkeit entsprechender Sonderzuteilungen ebenfalls sehr kritisch zu hinterfragen. Gleichzeitig muss in Betracht gezogen werden, dass einige Branchen mit erheblichen sondertatbestandsrelevanten prozessbedingten CO₂-Emissionen einem sehr scharfen internationalen Wettbewerbsdruck auch von Anbietern aus Ländern außerhalb des EU-Emissionshandelssystem ausgesetzt sind (v. a. im Bereich der Eisen- und Stahlindustrie).

Vor dem Hintergrund der komplizierten Abgrenzung der sondertatbestandsrelevanten prozessbedingten CO₂-Emissionen sowie der sehr unterschiedlichen Marktsituation der wenigen Branchen, die diesbezüglich relevant sind, sollte für zukünftige Zuteilungen auch die Möglichkeit intensiv geprüft werden, die Spezifika der prozessbedingten CO₂-Emissionen durch differenzierte Erfüllungsfaktoren für die wenigen betroffenen Branchen zu berücksichtigen, statt weiterhin am anlagenbezogenen Nachweis sondertatbestandrelevanter prozessbedingter CO₂-Emissionen festzuhalten. Zwar würde dies den Einstieg in ein System differenzierter Erfüllungsfaktoren mit allen prozeduralen und politischen Implikationen bedeuten, die Transaktionskosten und Konfliktpotenziale für diesen Quellbereich könnte jedoch nicht unerheblich abgebaut werden. Eine solche Regelung würde Anreize setzen, prozessbedingte CO₂-Emissionen durch noch vorhandenen Emissionsminderungspotenziale zu erschließen (Vergrößerung des Scherbenanteils bei der Glasproduktion, Verringerung des Klinkeranteils bei der Zementproduktion, effizientere Nutzung von Kuppelgasen, Einsatz biogenen Kohlenstoffs

für die Eisenerzreduktion). Solche Anreize würden bei einem Festhalten an der getroffenen Regelung und einem „Updating“ der Basisperiode zumindest teilweise verloren gehen.

Auch vor diesem Hintergrund käme der Abschaffung der Ex-post-Korrektur gemäß § 7 (12) ZuG 2007 i. V. m. § 11 ZuG 2007 eine hohe Bedeutung zu.

Sofern bei künftigen Allokationen das Verfahren von ZuG 2007 und ZuV 2007 im Grundsatz beibehalten werden soll, ist schließlich zumindest im Bereich der Zuordnung der sonderatbestandsrelevanten prozessbedingten CO₂-Emissionen im Bereich der Kuppelgasnutzung ein obligatorischer Abgleich zwischen Kuppelgasanfall und –einsatz und ggf. ein eindeutiges Korrekturverfahren dann vorzusehen, wenn die Zuteilungsverfahren zwischen Kuppelgas produzierenden Anlagen und Kuppelgas abnehmenden Anlagen zu Inkonsistenzen führen können (z. B. bei der Zuteilung auf der Grundlage historischer Emissionen einerseits und angemeldeter Emissionen bzw. Aktivitäten andererseits).

9.3.5 Literatur

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) 1996: Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. UK Meteorological Office, Bracknell.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) 2000: Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. Institute for Global Environmental Strategies, Shonan.

KOM (Europäische Kommission) 2003: Mitteilungen der Kommission über Hinweise zur Unterstützung der Mitgliedstaaten bei der Anwendung der in Anhang III der Richtlinie 2003/87/EG über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates aufgelisteten Kriterien sowie über die Bedingungen für den Nachweis höherer Gewalt. KOM (2003) 830. Brüssel, 7.1.2004.

Scholz, R. 2003: Kohlenstoffbedarf und resultierende Kohlendioxid-Emissionen beim Hochofenprozess. Gutachten im Auftrag der ThyssenKrupp Stahl AG. Clausthal-Zellerfeld, 09.09.2003

UBA (Umweltbundesamt) 2004: Deutsches Treibhausgasinventar 1990-2002, Nationaler Inventarbericht 2004, Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen, Umweltbundesamt, Berlin, September 2004.

UBA; DEHSt (Deutsche Emissionshandelsstelle) 2005: Emissionshandel in Deutschland - Verteilung der Emissionsberechtigungen für die erste Handelsperiode 2005-2007, Daten und Fakten zur Zuteilung der Emissionsberechtigungen an 1.849 Anlagen, (Stand 28.02.2005).

9.4 Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) (Öko-Institut)

9.4.1 Motivation für Regelungsbedarf

Technologiespezifische Elemente sind für ein global marktsteuerndes Instrument wie den Emissionshandel, dessen Wirkungsmechanismus auf einer Bepreisung von Treibhausgasemissionen beruht, aus einer abstrakten Perspektive zunächst wesensfremd.

Das geplante EU-Emissionshandelssystem ist jedoch ein *partielles* Emissionshandelssystem, dass nur einen Teil der Quellbereiche für Treibhausgasemissionen und auch nur einen Teil der emittierenden Anlagen bestimmter Sektoren abdeckt. Aus den konkreten Systemabgrenzungen des EU-Emissionshandelssystems können spezifische Effekte resultieren, die sich hinsichtlich der ökologischen Integrität des Systems als problematisch erweisen und auch zu kontraproduktiven Wirkungen (Leakage-Effekte) führen können.

In besonderer Weise betrifft dies die Kraft-Wärme-Kopplung, bei der hinsichtlich der gekoppelten Erzeugung von zwei oder mehr Produkten (Strom, Wärme, ggf. Kälte) die Situation entstehen kann, dass Anlagen der konkurrierenden, ungekoppelten Produktion (vor allem im Bereich der Wärmeerzeugung) nicht dem Emissionshandelssystem unterliegen und der ökologisch unzweifelhaft vorteilhafteren Kraft-Wärme-Kopplung allein wegen der Systemabgrenzung des Emissionshandelssystems Nachteile erwachsen können.

Sofern die aus KWK-Anlagen ausgekoppelte Wärme (oder Kälte) in Konkurrenz zu Wärme (oder Kälte) aus nicht vom Emissionshandel erfassten Anlagen steht, können bei Einführung des Emissionshandelssystems negative Anreizeffekte entstehen⁹⁷:

- Bei Anlagen mit Stromeinbuße durch Wärmeauskopplung (Entnahme-Kondensationsanlagen) entsteht durch den zusätzlichen Zertifikatsbedarf, der mit der Wärmeauskopplung verbunden ist, ein Anreiz, die Wärmeauskopplung zu verringern bzw. nicht auszuweiten.
- Bei neu zu errichtenden Anlagen entsteht ein zusätzliches Hemmnis, da der *elektrische* Nutzungsgrad der Anlagen meist niedriger ist als bei entsprechenden Kondensationskraftwerken und die Gesamtnutzungsgraderhöhung durch die Wärmeauskopplung ggf. nicht honoriert werden kann.

Eine mögliche Sonderregelung für die Kraft-Wärme-Kopplung im Zuteilungsprozess resultiert also *nicht* aus einer besonderen ökologischen Vorteilhaftigkeit einer bestimmten Technologie wie der KWK sondern aus der Tatsache, dass durch den konkreten Zuschnitt des Emissionshandelssystems ein eigentlich vorhandener ökologischer Vorteil sich nicht oder nicht adäquat in *Preissignalen* aus dem Emissionshandelssystem widerspiegelt.

Diese Abgrenzung von einer technologieorientierten Förderung wird auch in der EU-Emissionshandelsrichtlinie explizit hervorgehoben (Nr. 20 der Erwägungsgründe)

„Diese Richtlinie wird den Einsatz energieeffizienterer Technologien, einschließlich der Kraft-Wärme-Kopplungstechnologie, mit geringeren Emissionen je Produktionseinheit för-

⁹⁷ Dies hängt u.a. davon ab, welche Klimaschutzpolitischen Maßnahmen in den Bereichen wirksam sind, die nicht von der Richtlinie erfasst werden.

„den, wogegen die zukünftige Richtlinie über die Förderung einer am Nutzwärmebedarf orientierten Kraft-Wärme-Kopplung im Energiebinnenmarkt speziell die Kraft-Wärme-Kopplungstechnologie fördern wird.“

Diese Formulierung macht aber auch deutlich, dass sich die Ausführungen zu den energieeffizienten Technologien unter Nr. 8 des Anhangs III der Richtlinie vor allem auf die CO₂-Minderungseffekte der KWK abstellen:

„Der Plan muss Angaben darüber enthalten, wie saubere Technologien — einschließlich energieeffizienter Technologien — berücksichtigt werden.“

Das Guidance Dokument der Kommission legt diese Regelung jedoch deutlich restriktiver aus, vor allem wird postuliert, dass die Berücksichtigung energieeffizienter Technologien bei der Zuteilung an die Anlagen entweder im Wege von Early action oder über spezielle Sonderregelungen zu KWK etc. erfolgen soll.

9.4.2 Regelungsalternativen

Für die Diskussion spezieller Sonderregelungen für die KWK stellen sich zwei Fragenkomplexe. Erstens ist zu spezifizieren, ob und welche Sonderzuteilungen für KWK-Anlagen erfolgen können oder sollen und zweitens aus welchem Budget die zusätzlichen Zertifikatsmengen bereitgestellt werden sollen. Drittens muss auch eine Differenzierung der Zuteilungsregelungen für die KWK-Problematik bei bestehenden Anlagen sowie bei Neuanlagen erfolgen. Viertens ist schließlich zu entscheiden, ob die KWK-Sonderregelung sich ausschließlich auf diejenigen KWK-Anlagen beschränken soll, bei denen das beschriebene Systemgrenzenproblem mit hoher Wahrscheinlichkeit existiert (vor allem in der öffentlichen Fernwärmeversorgung, weniger in der (groß-) industriellen Wärmeversorgung, für die auch die ungekoppelte Wärmeerzeugung mit einiger Wahrscheinlichkeit vom Emissionshandelssystem erfasst wird).

Für die Lösung der beschriebenen KWK-Problematik bei den Bestandsanlagen im Grundsatz drei Varianten verfolgt werden:

1. Im nationalen Allokationsplan wird auf eine gesonderte KWK-Regelung für die Bestandsanlagen verzichtet. Wenn die aus Sicht der CO₂-Minderung kontraproduktiven Anreizwirkungen vermieden werden sollen, müssen für diesen Fall komplementäre Regelungen parallel zum Emissionshandelssystem geschaffen werden (z.B. langfristige finanzielle Vergünstigungen für die Fern- und Nahwärmelieferung oder Belastungen von konkurrierenden Energieträgern).
2. Der der Wärme zuzurechnende Brennstoffeinsatz in der KWK-Anlage wird vom Zertifikatsnachweis *befreit*.⁹⁸ Der Vorteil dieses Ansatzes beruht in der Schaffung eines kontinuierlichen Anreizes zur Abwärmenutzung. Auf Basis der EU-Emissionshandelsrichtlinie erscheint dieses einem „partiellen Opt out“ entsprechende Verfahren jedoch nicht zulässig.

⁹⁸ Die Befreiung kann nach dem Substitutionsprinzip oder über den Stromerzeugungsverlust erfolgen. Ein Verfahren auf Grundlage des Stromerzeugungsverlustes ist beispielsweise im dänischen Emissionshandelssystem implementiert worden.

3. Die Ausstattung KWK-Anlagen werden mit *zusätzlichen Zertifikaten* ausgestattet.
 - a) Es erfolgt ein spezifischer KWK-Zuschlag (vor allem im Fall eines Grandfathering-Grundmodells für die Allokation)
 - b) Im Fall einer auf Benchmarks basierenden Zuteilung erfolgt die Zuteilung für KWK-Anlagen sowohl über den Wärme- als auch den Strombenchmark (Doppelbenchmark).

Mit diesem Verfahren können die angestrebten Effekte jedoch nur erzielt werden, wenn die *Ex-ante*-Vergabe mit einer *Ex-post*-Anpassung kombiniert wird (entweder durch eine echte *Ex-post*-Anpassung in der jeweiligen Periode oder ein Updating-Verfahren bei der Zuteilung für die nachfolgende Periode).

Mit Blick auf die Anreizeffekte wäre der zweiten Variante der Vorzug zu geben, sofern eine Komplementärregelungen nach Variante 1) nicht oder nicht rechtzeitig geschaffen werden können. Gleichwohl ist die Variante 2) nach dem aktuellen Stand der Richtlinie aus rechtlichen Gründen auszuschließen. Die konkrete Ausgestaltung der verbleibenden Variante Nr. 3 ist also in erheblichem Maße abhängig vom gewählten Grundmodell für die Initialallokation. Sofern die Zuteilung für die jeweilige Branche auf der Grundlage von Grandfathering vorgenommen wird, käme aus systematischen Gründen nur eine Sonderzuteilung für die KWK in Frage. Sofern jedoch die Allokation für z.B. stromerzeugende Anlagen auf Basis von Benchmarks (historische Durchschnittsbenchmarks, BAT-Benchmarks) vorgenommen wird, ist für die KWK die Ausstattung mit Doppelbenchmarks sinnvoll und geboten. Dies gilt natürlich in besonderer Weise für die Ausstattung von Neuanlagen. Die Kombination beider Ansätze (z.B. Ausstattung der Stromwirtschaft mittels Grandfathering und Zuteilung an KWK-Anlagen nach Doppelbenchmarks) würde auf eine technologiespezifische Sonderregelung hinauslaufen, die aus den beschriebenen systematischen Gründen zu verwerfen ist.

Sofern eine Zuteilung über den Doppelbenchmark bei Bestandsanlagen vor dem Hintergrund einer grundsätzlichen Entscheidung zugunsten des Grandfathering-Ansatzes nicht in Frage kommt, stellt sich die Frage nach einer geeigneten Bezugsgröße für die Sonderzuteilung:

- Da die spezifische Systemgrenzen-Problematik der KWK sich vor allem auf der Wärmeseite stellt, könnte eine Sonderzuteilung je Einheit Nutzwärme erfolgen.
- Eine indirekte Bezugsgröße für die Wärmeproduktion aus dem KWK-Prozess ist die KWK-Strommenge in der Abgrenzung des KWK-Gesetzes.⁹⁹

Letztlich ist die Entscheidung hier pragmatischer Natur. Für den Nachweis der Nutzwärme aus dem KWK-Prozess (aus dieser resultiert das Systemgrenzproblem) besteht derzeit kein allgemein anerkanntes und eingeführtes Verfahren, während die Anwendung des Verfahrens zur Bestimmung der KWK-Stromerzeugung (die über die Stromkennzahl des KWK-Prozesses relativ starr mit der Nutzwärmeerzeugung im KWK-Prozess verknüpft ist) im Rahmen der Förderung durch das KWK-Gesetz weitflächig eingeführt ist und somit keine neuen Anforderungen in Bezug auf Datenermittlung und Auswertungsmethodik geschaffen werden.

⁹⁹ Zur Methodik der Abgrenzung derjenigen Stromerzeugung, die unmittelbar der parallelen Erzeugung von Strom und Wärme im KWK-Prozess zuzurechnen ist bietet das entsprechende Regelwerk der AGFW (2002).

Ein ähnlich pragmatischer Ansatz empfiehlt sich schließlich für die Abgrenzung derjenigen Anlagen, für die eine entsprechende Sonderzuteilung erfolgen soll. Da die Frage, ob die konkurrierende ungekoppelte Wärmeerzeugung unter das Emissionshandelssystem fallen würde (und damit das beschriebene Systemgrenzen-Problem nicht existiert) stets nur sehr spekulativ zu beantworten ist, empfiehlt sich aus praktischen Erwägungen, die KWK-Sonderzuteilung für alle KWK-Anlagen vorzunehmen. Hinsichtlich dieser Fragestellung ist im Übrigen darauf hinzuweisen, dass eine Lösung des Systemgrenzenproblems für die KWK durch Maßnahmen außerhalb des Emissionshandelssystems solche Unschärfen im Wesentlichen vermeiden kann.

Schließlich stellt sich die Frage, ob vor dem Hintergrund einer KWK-Sonderzuteilung eine Korrektur des Mengengerüsts für das Emissionshandelssystem in dem Sinne erforderlich macht, dass die benötigte Zertifikatsmenge von anderen Sektoren (v.a. den privaten Haushalten) „erbracht“ werden muss. Sowohl das internationale Klimaschutzregime des Kioto-Protokolls als auch die Grundkonzeption des europäischen Emissionshandelssystems (v.a. hinsichtlich der nur in geringem Ausmaß zugelassenen Auktionierungsanteile) basieren auf Emissionsminderungen im Vergleich zu einem bestimmten Zeitpunkt. Zu diesem Zeitpunkt bereits erbrachte Emissionsminderungen (beispielsweise durch KWK-Bestandsanlagen) können daher nur in begrenztem Maße, d.h. im Rahmen von Early action-Regelungen berücksichtigt werden, wobei im Emissionshandelssystem auch hierfür restriktive Vorgaben für den einschlägigen Zeithorizont (maximal bis 1990) existieren. Vor diesem Hintergrund kann eine Sonderzuteilung für Bestandsanlagen nur über eine Umverteilung innerhalb des für die am Emissionshandel teilnehmenden Anlagen verfügbaren Budgets erfolgen. Für die Ausstattung von Neuanlagen im Wege des Doppelbenchmarks könnte die Emissionsminderung durch die KWK in anderen Sektoren zwar prinzipiell zu einer Erhöhung des Emissionsbudgets für das Emissionshandelssystem führen. Dieser implizite Transfer von Emissionsbudgets wäre jedoch an die reale Neuerrichtung einer prognostizierten KWK-Kapazität gebunden und wäre damit letztlich unpraktikabel.

Im Ergebnis kann das für KWK-Sonderzuteilungen bzw. die Ausstattung von KWK-Anlagen über den Doppelbenchmark erforderliche zusätzliche Zertifikatsvolumen nur über eine Umverteilung innerhalb des Emissionsbudgets für die vom Emissionshandel erfassten Anlagen erfolgen.

9.4.3 Getroffene Regelungen

Die Ausformung der letztlich vorgeschlagenen und ergriffenen Sonderregelung für die Kraft-Wärme-Kopplung ergab sich aus mehreren Vorentscheidungen:

- Die Schaffung einer Komplementär- bzw. Kompensationslösung für das Systemgrenzenproblem der KWK außerhalb des Emissionshandelssystems wurde als letztlich nicht praktikabel und auch politisch nicht als durchsetzbar angesehen. Es erfolgte in der Diskussion relativ frühzeitig eine Festlegung zugunsten einer Lösung innerhalb des Emissionshandelssystems.
- Mit dem grundsätzlichen – vor allem aus Fragen der Praktikabilität und des engen Zeitrahmens abgeleiteten – Verzicht auf ein benchmarkbasiertes Zuteilungsmodell für

die bestehenden Anlagen ergab sich zwangsläufig ein Zuschlagsmodell als letzte verbleibende Regelung.

Im ersten geschlossenen NAP-Entwurf des BMU vom 29. Januar 2004 wurde so ein Modell vorgeschlagen, nach dem KWK-Anlagen eine Sonderzuteilung von 35 Emissionsberechtigungen je Gigawattstunde KWK-Strom nach der Abgrenzung der AGFW (2002) erhalten, die jedoch einer Ex-post-Anpassung im Verhältnis 1:5 unterworfen wird. Danach wird mit jedem Prozentpunkt geringerer KWK-Stromproduktion – bezogen auf die KWK-Stromproduktion der jeweils gültigen Basisperiode – die Sonderzuteilungsmenge für KWK ex post um 5 % angepasst. Bei einer Minderproduktion von 20% entfällt dementsprechend die gesamte Sonderzuteilung für die KWK-Stromerzeugung im Wege der Ex-post-Anpassung. Bei einer gesamten KWK-Nettostromerzeugung von etwa 55 TWh¹⁰⁰ ergab sich daraus in Zusatzvolumen von 2 Mio. Zertifikaten jährlich bzw. 6 Mio. für die Periode 2005-2007. Ausgangspunkt für die Bemessung der Sonderzuteilung für die KWK war die Überlegung, dass das Zusatzvolumen für eine KWK-Regelung das Zusatzvolumen der Sonderregelung für die prozessbedingten Emissionen nicht überschreiten solle.

Dieses Grundmodell wurde im politischen Aushandlungsprozess von Nationalem Zuteilungsplan und Zuteilungsgesetz nicht mehr verändert, es wurde mit der in § 14 ZuG 2007 fixierten Regelung allein die Größenordnung der Sonderzuteilung von 35 auf 27 Emissionsberechtigungen je Gigawattstunde KWK-Strom reduziert, so dass sich unter Annahme einer gesamten KWK-Stromproduktion von 55 TWh ein Zusatzvolumen von ca. 1,5 Mio. Zertifikaten jährlich bzw. 4,5 Mio. Zertifikaten für die Periode 2005-2007 ergab. Das Verfahren der Datenerhebung für die KWK-Sonderzuteilung und die Ex-post-Korrektur wurde eng an die Verfahren im Rahmen des KWK-Gesetzes angelehnt.

Als explizites Ergebnis des politischen Prozesses wurde auch festgelegt, dass sich die Sonderzuteilungen für KWK und Early action *nicht* gegenseitig ausschließen würden.

Eine nicht zu unterschätzende Rolle für die Zuteilung an KWK-Anlagen spielte jedoch auch die am Ende des politischen Prozesses kurzfristig eingeführte Optionsregelung nach § 7 (12) ZuG 2007. Diese Regelung war gerade für modernere KWK-Anlagen mit hoher KWK-Stromproduktion sehr attraktiv, stellt sie doch auf die Zuteilung nach relativ großzügig bemessenen Benchmarks für Strom und Wärme ab. Einerseits stellte sich also die Ausstattung mit diesen Doppelbenchmarks für viele erdgasbetriebene KWK-Anlagen als sehr günstig heraus, andererseits bildete die Ausstattung auf der Grundlage geplanter Auslastungen für die – bedingt durch die Übergangsphase zum Wettbewerb auf den Strommärkten – in der Basisperiode 2000-2002 sehr gering ausgelasteten Anlagen der öffentlichen wie auch der industriellen KWK eine sehr günstige Basis für die Zuteilung.

¹⁰⁰ Diese Basisgröße war aus den sehr umfangreichen Diskussionen um die KWK-Förderung in den Jahren ab 2000 als vergleichsweise gut belastbar bekannt. Vgl. hierzu vor allem die detaillierten Untersuchungen des IER (2001).

9.4.4 Bewertung und Ausblick

Die umgesetzte Sonderregelung für KWK-Anlagen folgt – sowohl hinsichtlich der Einfachheit und Praktikabilität als auch der verfügbaren Umsetzungszeiträume – einem sehr pragmatischen Ansatz. Trotzdem wäre eine Lösung der Systemgrenzproblematik für die KWK sowohl aus systematischen Gründen (Vermeidung von unzweifelhaft vorhandenen Mitnahmeeffekten) aber auch aus Verschlinkungsgründen für das Emissionshandelssystem eher außerhalb des Emissionshandelssystems anzustreben. Für den Zuteilungsprozess der Periode 2008-2012 sollte zumindest das Argument des nicht mehr ausreichenden Zeitfensters nicht mehr vorrangig sein. Ob eine solche zusätzliche Regelung außerhalb des Emissionshandelssystems auch politisch durchsetzungsfähig ist, ist aber gleichzeitig durchaus zweifelhaft. Eine gute Chance zur Vermeidung einer spezifischen KWK-Sonderzuteilung würde auch der Übergang zu einem auf Benchmarks beruhenden Zuteilungsmodell auch für die Bestandsanlagen mit sich bringen. Sowohl für diesen Fall als auch die Ausstattung von Neuanlagen bildet jedoch der Doppelbenchmark (für Strom und Wärme) eine entscheidende Voraussetzung für die Schaffung eines Preissignals, das die CO₂-Minderungseffekte der KWK adäquat abbildet. Eine Notwendigkeit zur Revision der KWK-Sonderzuteilung kann sich auch aus der Zulässigkeit von Ex-post-Korrekturen ergeben. Sofern zukünftig ein Zuteilungsmodell verfolgt wird, in dem auf Ex-post-Korrekturen grundsätzlich verzichtet werden kann, ist der Weg einer KWK-Sonderzuteilung nicht mehr als sinnvoll und wirksam anzusehen, da die intendierten Anreizstrukturen einer KWK-Sonderzuteilung vor allem auf dem Rückwirkungsmechanismus der Ex-post-Anpassung beruhen. Inwieweit ein Updating-System für die Zuteilung in den folgenden Perioden eine vergleichbare Wirkung entfalten kann, muss weiteren vertieften Untersuchungen vorbehalten bleiben. Auch generell sollte die Sinnfälligkeit und Eignung einer KWK-Sonderzuteilung in der bisher umgesetzten Größenordnung im Kontext der anderen wirtschaftlichen Einflussgrößen einer empirisch fundierten Evaluierung unterzogen werden.

Eine grobe Auswertung der Sonderzuteilungsregelung für die KWK zeigt, dass die gesamte Sonderzuteilungsmenge mit 6,06 Mio. Zertifikaten für die Periode 2005-2007 (d.h. 2,02 Mio. jährlich) deutlich über der vorher abgeschätzten Summe lag. Dass dies im Wesentlichen auf die Attraktivität der Optionsregelung für KWK-Anlagen zurückzuführen ist, zeigen die folgenden Zahlen

- 224 Anlagen, die zusammen eine Zuteilung von 194,3 Mio. Zertifikaten jährlich erhalten haben, wurde neben der Ausstattung nach dem Standardmodell des § 7 ZuG 2007 auch eine Zuteilung für die KWK-Stromerzeugung zugestanden.
- 259 Anlagen wurden nach dem Optionsmodell des § 7 (12) ZuG 2007 bzw. des § 8 (6) ZuG 2007 zugeteilt (Gesamtvolumen 45,8 Mio.) und erhielten dabei auch Zusatzzertifikate im Rahmen der KWK-Regelung.

Unter anderem über die extensive Nutzung des Optionsmodells mit der Zuteilung an KWK-Anlagen über Doppel-Benchmarks erfolgte also auch eine Ausweitung der KWK-Förderung. Ob und inwieweit hier die mit einer starken Hebelwirkung (1:5) versehene Ex-post-Korrektur zu einem umfangreichen Rückfluss von Zertifikaten führen wird, ist noch nicht absehbar.

9.5 Kernenergieausstieg (Öko-Institut)

9.5.1 Motivation für Regelungsbedarf

Die Kompromissvereinbarung zum vorgezogenen Auslaufen der Kernenergie in Deutschland bzw. die Festlegung von Restlaufzeiten für die einzelnen Kernkraftwerke¹⁰¹ betrifft für die Periode 2005-2007 des EU-Emissionshandelssystems die Kernkraftwerke Stade (640 MW_{el}) und Obrigheim (340 MW_{el}). Die Abschaltung der Kernkraftwerke erfolgte im Fall des KKW Stade am 14. November 2003, also nach dem Ende der Basisperiode 2000-2002 bzw. ist für Mai 2005, also kurz nach Beginn der Pilotphase des Emissionshandelssystems geplant.

Der kurzfristige Ersatz der entsprechenden – sehr begrenzten – Stromerzeugungskapazitäten könnte erstens vor allem durch die höhere Auslastung existierender Kraftwerkskapazitäten erfolgen, da für die Periode 2005-2007 nur einige größere Stromerzeugungsanlagen neu in Betrieb genommen werden. Zweitens könnte aber ein Teil der ausfallenden Stromerzeugung auch durch neu zugebaute Stromerzeugungsanlagen (im Bereich der erneuerbaren Energien, der Kraft-Wärme-Kopplung oder anderer Kraftwerke) ersetzt werden. Und drittens ist keineswegs gesichert, dass das Stromaufkommen der jeweiligen Kernkraftwerksbetreiber wirklich konstant gehalten und die ausfallenden Strommengen nicht über Importe oder Bezüge von anderen Kraftwerksbetreibern kompensiert werden.

Alle drei Punkte sind und bleiben letztlich spekulativ, wenn auch eine nähere Analyse der betreffenden Betreiber E.ON (KKW Stade) und EnBW (KKW Obrigheim) sowie die Lastcharakteristik der beiden Kernkraftwerke eine gewisse Wahrscheinlichkeit für die Variante ergibt, nach der zumindest ein Teil der ausfallenden Kapazitäten in den beiden Kernkraftwerken durch eine höhere Auslastung der vorhandenen Kraftwerke dieser Unternehmen kompensiert wird, was zu erhöhten CO₂-Emissionen der betreffenden fossilen Kraftwerke führt. Wenn auch nach den o.g. Überlegungen (vgl. dazu auch die Ausführungen im Kapitel 7.2.5) eine Kompensation für den Ersatz der ausfallenden Stromerzeugung in den Kernkraftwerken für die jeweiligen Betreiber nicht notwendigerweise geboten ist, so sind entsprechende Sonderzuteilungen jedoch mit den Festlegungen des Kriteriums 1 des Anhang III der Emissionshandelsrichtlinie vereinbar:

„Die Gesamtmenge der Zertifikate, die im jeweiligen Zeitraum zugeteilt werden sollen, muss mit der in der Entscheidung 2002/358/EG und im Kyoto-Protokoll enthaltenen Verpflichtung des Mitgliedstaats zur Begrenzung seiner Emissionen in Einklang stehen unter Berücksichtigung ... der nationalen energiepolitischen Maßnahmen ...“

Für den Nationalen Allokationsplan muss also festgelegt werden, ob das politisch vereinbarte vorgezogene Auslaufen der Kernenergie einerseits im Rahmen des Makro-Plans (vgl. Kapitel 7.2.5, Mengengerüst) berücksichtigt wird sowie ob, in welchem Umfang und nach welchem Verfahren ggf. eine zusätzliche Zuteilung als Kompensation für die Betreiber der abgeschalteten Kernkraftwerke erfolgen soll.

¹⁰¹ Vgl. hierzu die Vereinbarung zwischen der Bundesregierung und den Energieversorgungsunternehmen vom 14. Juni 2000 sowie das Gesetz zur geordneten Beendigung der Kernenergienutzung zur gewerblichen Erzeugung von Elektrizität vom 22. April 2002 (BGBl. I Nr. 26 vom 26. April 2002, S. 1351-1359).

9.5.2 Regelungsalternativen

Hinsichtlich der Berücksichtigung des Kernenergieausstiegs im Mikro-Plan sind vor allem die folgenden Regelungsalternativen vorstellbar:

1. Es erfolgt im Rahmen des Mikroplans *keine Sonderzuteilung* an andere fossile Kraftwerke, die durch die Betreiber bzw. Eigentümer der betreffenden Kernkraftwerke betrieben werden. Als Begründung könnte hier erstens die Kompensation der ausfallenden Strommengen durch fossile oder regenerative Neubaukraftwerke heran gezogen werden, die entweder keine Emissionsberechtigungen benötigen (erneuerbare Energien) oder im Rahmen der Neuanlagenregelung kostenlos mit Emissionsberechtigungen ausgestattet werden. Zweitens könnte darauf verwiesen werden, dass keineswegs von einer unternehmensinternen Kompensation ausgegangen werden kann und die zusätzlichen Emissionsberechtigungen gar nicht an die Anlagen mit mehrproduktionsbedingtem Zusatzbedarf an Zertifikaten zugeteilt würden. Drittens könnte die notwendige Mehrproduktion auch in fossilen Kraftwerken erfolgen, für die die Zuteilung auf Grundlage der so genannten Optionsregel (§ 7 (12) ZuG 2007), also unter Berücksichtigung einer geplanten Mehrproduktion erfolgen kann.
2. Es erfolgt eine *Zuteilung an konkrete Ersatzanlagen*, wobei die zusätzliche Zuteilung einer *Ex-post-Anpassung* unterzogen wird, also die zugeteilten Emissionsberechtigungen dann wieder eingezogen werden, wenn die postulierte Mehrproduktion nicht eingetreten ist. Das wesentliche Problem einer solchen Regelung besteht in ihrer Inflexibilität, die bei einer von vielen Parametern beeinflussten Einlastung des Kraftwerks-park unvermeidbar zu Prognose- und Abgrenzungsproblemen führen wird.
3. Zur Kompensation der Kernkraftwerksstilllegung erfolgt eine Sonderzuteilung an andere (fossile) Kraftwerke des jeweiligen Kernkraftwerksbetreibers, ohne dass eine Ex-post-Anpassung vorgenommen wird. Hierdurch entsteht einerseits die Gefahr von Mitnahmeeffekten bei den Betreibern, andererseits entfallen die beschriebenen Probleme der konkreten Zuordnung von höher ausgelasteten Ersatzanlagen.

Neben den drei beschriebenen Regelungsmechanismen bildet natürlich die Größenordnung der potenziellen Kompensationen einen wichtigen Ausgestaltungsparameter einer Sonderzuteilung.

Je nach Analyseansatz (Mittelwert, Maximalwerte, Bereinigung um außerplanmäßige Stillstände ergeben sich für die beiden Kernkraftwerke folgende Stromerzeugungsausfälle (jeweils berechnet auf ein volles Betriebsjahr):

- für das KKW Stade 4,5 bis 4,9 TWh sowie
- für das KKW Obrigheim 2,7 bis 2,8 TWh.

Die ausfallende Strommenge liegt für diese beiden Kernkraftwerke (im Gegensatz zu einigen KKW, deren Abschaltung in den Jahren ab 2008 ansteht) also in einer vergleichsweise geringen Bandbreite, so dass auch die Projektion der notwendigen Ersatzstrommengen unkompliziert ist. Deutlich komplizierter ist die Annahme über die Emissionscharakteristik der jeweili-

gen Ersatzkraftwerke. Die folgende Tabelle 9-2 zeigt die Ergebnisse einer Berechnung der Zusatzemissionen für verschiedene Annahmen.

Tabelle 9-2 Varianten für den Ersatz der Kernkraftwerke

| | Kraftwerksmix | | | Moderne Kraftwerke | | |
|------------------------|------------------------|------------|--------|--------------------|------------|--------|
| | Braunkohle | Steinkohle | Erdgas | Braunkohle | Steinkohle | Erdgas |
| | Mio. t CO ₂ | | | | | |
| Kraftwerk zu Kraftwerk | 8,5 | 6,5 | 2,9 | 7,1 | 5,5 | 2,7 |
| Kohle-Kraftwerksmix | 7,5 | | | 6,3 | | |
| Steinkohle-Erdgas-Mix | | 4,7 | | | 4,1 | |
| Drittelmix | | 6,0 | | | 5,1 | |

Quelle: Berechnungen des Öko-Instituts

Für die Frage einer zusätzlichen Ausstattung an die Kernkraftwerksbetreiber können folgende Kriterien herangezogen werden:

1. Die Kernkraftwerksbetreiber müssen über entsprechende Anlagen verfügen.
2. In den entsprechenden Anlagen müssen noch Kapazitäten für die Übernahme zusätzlicher Stromproduktion verfügbar sein.
3. Die Betreiber sollten einen Anreiz erhalten, die Anlagen mit möglichst geringen Emissionen zum Ersatz der Kernkraftwerke höher auszulasten.

Die Frage eines Ersatzes der ausfallenden Stromproduktion in den Kernkraftwerken durch Braunkohlen-Grundlastkraftwerke erübrigt sich für die beiden Unternehmen. Weder EnBW noch E.ON verfügen über alte Braunkohlenkraftwerke; beide besitzen zwar Anteile an neuen Braunkohlenkraftwerken, hier stehen aber freie Kapazitäten in den genannten Größenordnungen jedoch keinesfalls zur Verfügung. Wahrscheinlicher ist dagegen die höhere Auslastung der bestehenden Steinkohlenkraftwerke, wobei hier beide Unternehmen auch über relativ moderne Anlagen verfügen. Moderne Erdgaskraftwerke stehen mit den entsprechenden Kapazitäten nicht zur Verfügung, andere Erdgasanlagen mit schlechteren Wirkungsgraden sind zwar verfügbar, stellen aber die wirtschaftlich weitaus weniger attraktive Ersatzoption dar. Im Ergebnis kann – unter Annahme einer vollständigen Kompensation im Unternehmen – eine Zusatzausstattung von jährlich 4,5 bis 6,0 Mio. Zertifikaten als zielführend und angemessen angesehen werden.

Allerdings stellt sich die Frage, ob die Eingangsannahme einer vollständig unternehmensinternen Kompensation wirklich belastbar ist, da andere Unternehmen für den Grundlastbedarf deutlich besser geeignete (und nicht vollständig ausgelastete) Kraftwerkskapazitäten verfügbar haben. Auch muss natürlich der Sachverhalt berücksichtigt werden, dass Ersatzanlagen für die Kernkraftwerke auch im Rahmen der Zuteilung für Neuanlagen kostenlos mit Emissionsberechtigungen ausgestattet werden können. Die o.g. drei Zuteilungsvarianten (v.a. Variante 2 und 3) können natürlich auch mit verschiedenen Annahmen für das Mengengerüst kombiniert und damit bestimmte Unschärfen indirekt kompensiert werden.

9.5.3 Betroffene Regelungen

Die im so genannten Ministerkompromiss vom 30. März 2004 gefundene Lösung stellt einen politischen Kompromiss dar. So sollten für jedes Jahr der Periode 2005-2007 insgesamt 1,5 Mio. Emissionsberechtigungen an die betroffenen Kernkraftwerksbetreiber zugeteilt werden, wobei diese Sonderzuteilungen explizit auf die Pilotphase 2005-2007 beschränkt werden sollen.

Implizit bedeutet diese Festlegung, dass selbst unter der anreiztechnisch gebotenen Annahme eines Ersatzes durch moderne Kraftwerke nur ca. ein Drittel der ausfallenden Strommenge durch eine höhere Auslastung anderer Kraftwerke des gleichen Unternehmens ersetzt wird und die verbleibende Ersatzstromproduktion

- entweder in CO₂-emissionsfreien Kraftwerken erfolgt (regenerative Stromerzeugung oder höhere Auslastung anderer Kernkraftwerke) und/oder
- von anderen Unternehmen oder aus dem Ausland bereitgestellt wird und/oder
- eine Zuteilung im Rahmen der Neuanlagenreglung erfolgt.

Alle drei Annahmen sind einerseits teilweise spekulativ, andererseits wird durch den Verzicht auf eine Ex-post-Anpassung den Unternehmen natürlich eine zusätzliche Flexibilität bzw. ein verminderter Nachweisaufwand zugestanden, der einen gewissen Gegenwert repräsentiert.

Eine *zusätzliche* Entspannung für die Unternehmen ergibt sich mit der im parlamentarischen Verfahren (also erst im Nachgang zur Festlegung der Sonderzuteilung von 1,5 Mio. Zertifikaten) eingeführten Optionsregelung des § 7 (12) ZuG 2007, mit der die Möglichkeit geschaffen wurde, moderne Erzeugungsanlagen auf Basis einer Produktionsprognose auszustatten.

In der Zusammenschau von wahrscheinlichen Mehremissionen, Verfahrenserleichterungen für die Unternehmen sowie der Möglichkeit, die Optionsregelung in Anspruch zu nehmen stellt die vereinbarte Zusatzzuteilung von 1,5 Mio. Zertifikaten also einen zwar ambitionierten, aber insgesamt durchaus sachgerechten Kompromiss dar.

Die Festlegungen des § 15 ZuG 2007 zur Kernenergie-Sonderzuteilung lauten im Einzelnen wie folgt:

- Zuteilungsberechtigt sind die Anlagenbetreiber, die der Behörde das Erlöschen der Berechtigung zum Leistungsbetrieb eines selbst betriebenen Kernkraftwerkes im Zeitraum 2003 bis 2007 angezeigt haben.
- Die Sonderzuteilungen von jährlich 1,5 Mio. Emissionsberechtigungen werden im Verhältnis der Leistungen der stillzulegenden bzw. stillgelegten Kernkraftwerke zwischen den Betreibern aufgeteilt.

Die Tatsache, dass bei der Zuteilung auf Kapazitäten und nicht auf Stromerzeugung abgestellt wird, entspricht streng genommen nicht dem Problemhintergrund der Sonderzuteilung für den Kernenergieausstieg, denn dieser bildet sich durch die zusätzliche Stromerzeugung in anderen Anlagen. Eine nähere Analyse zeigt jedoch, dass die Abweichungen hier nur gering sind

- Bei einem Bezug auf die Leistung ergibt sich eine Aufteilung von 65,3 % für das KKW Stade (640 MW) bzw. 34,7 % für das KKW Obrigheim (340 MW).

- Bei einem Bezug auf die durchschnittliche Stromerzeugung ergibt sich eine Aufteilung von 63,4 % für das KKW Stade (ca. 4,6 TWh) bzw. 36,6 % für das KKW Obrigheim (ca. 2,7 TWh).

Die mit dem Bezug auf die Kapazität eingeführte Unschärfe ist jedoch mit einem absoluten Umfang von ca. 30.000 Emissionsberechtigungen jährlich zu Gunsten des KKW Stade – und vor allem angesichts der sonstigen Unsicherheiten – eher unproblematisch.

Eine andere Unschärfe entsteht jedoch hinsichtlich der Frage, ob die erst innerhalb der Emissionshandelsperiode erfolgende Stilllegung des KKW Obrigheim bei der Zuteilung berücksichtigt werden muss. Da diese Stilllegung erst Anfang Mai 2005 erfolgen soll, könnte die Aufteilung der Sonderzuteilung für das Jahr 2005 unterschiedlich geregelt werden:

- Bei einer Berücksichtigung des Betriebs des KKW Obrigheim bis Anfang Mai 2005 würde für das Jahr 2005 ein Anteil von 392.000 Zertifikaten auf das KKW Obrigheim und ein Anteil von 1,108 Mio. Zertifikaten auf das KKW Stade entfallen. Für die Jahre 2006 und 2007 würden jeweils 520.000 Zertifikate auf das KKW Obrigheim und 980.000 Zertifikate auf das KKW Stade entfallen.
- Ohne eine solche Berücksichtigung der verbleibenden Laufzeiten im Jahr 2005 würde für jedes Jahr eine Sonderzuteilung von 520.000 Zertifikaten für das KKW Obrigheim und von 980.000 Zertifikaten für das KKW Stade erfolgen.

Die Verteilungswirkung des gewählten Differenzierungsansatzes für die Zuteilung beläuft sich also auf etwa 128.000 Zertifikate über die gesamte Periode, ist damit also nicht vernachlässigbar, spielt angesichts der Gesamtzuteilung von 1,5 Mio. Zertifikaten jährlich (d.h. 2,8 % bezogen auf die gesamte Sonderzuteilung in der Periode 2005-2007) jedoch auch keine dominierende Rolle. Die Sonderzuteilung für den Kernenergieausstieg seitens der DEHSt wurde ohne Berücksichtigung des unterschiedlichen Kompensationsbedarfs für das Jahr 2005 vorgenommen.

9.5.4 Bewertung und Ausblick

Die Sonderregelung für den Kernenergie-Ausstieg im Rahmen des Mikro-Plans basiert wesentlich auf politischen Entscheidungen und ist damit sowohl hinsichtlich Volumen als auch Zuteilungsverfahren ausgesprochen politischer Natur. Sie ist jedoch allenfalls für einen Übergangszeitraum sinnvoll zu begründen und zu operationalisieren.

Bereits in der Periode 2005-2007 mit einer Dauer von nur drei Jahren und der sehr gut bestimmbaren Außerbetriebnahme von nur zwei Kernkraftwerken war sowohl die Bemessung des gesamten Sonderzuteilungsvolumens wie auch die Verteilung auf die beiden Unternehmen mit erheblichen Unschärfen verbunden. In der Periode 2008-2012 würden sich diese Probleme noch erheblich vergrößern.

Mit der zweiten Periode des Emissionshandelssystems wird eine Differenzierung, ob und in welchem Umfang ausfallende Kernenergie-Kapazitäten durch emissionsfreie Kraftwerke, Anlagen anderer Unternehmen oder Stromimporte ersetzt werden bzw. die Zuteilungen für Ersatzanlagen im Rahmen der allgemeinen Neuanlagenregelung erfolgen, so schwer, dass Son-

derzuteilungen in der Periode 2008-2012 kaum mehr gerechtfertigt bzw. quantifiziert werden können. Eine Sonderzuteilung ist vor diesem Hintergrund dann nicht mehr zu vertreten.

9.6 Berücksichtigung emissionsverändernder Rechtsvorschriften (ISI)

9.6.1 Motivation für Regelungsbedarf

Aus Kriterium 4, Anhang III der Emissionshandelsrichtlinie ergibt sich für die Erstellung des Nationalen Allokationsplans folgende Forderung:

*Der Plan muss mit den übrigen rechtlichen und politischen Instrumenten der Gemeinschaft in Einklang stehen. Ein als Ergebnis von neuen rechtlichen Anforderungen unvermeidbarer Emissionsanstieg sollte berücksichtigt werden.*¹⁰²

Dieses Kriterium bezieht sich demnach auf die Zuteilungen von Berechtigungen gemäß der Richtlinie und anderen rechtlichen und politischen Instrumenten der Europäischen Union und soll gewährleisten, dass die Zuteilung anderen Rechtsvorschriften nicht zuwiderläuft. Zum einen sollen daher keine Berechtigungen zugeteilt werden, wenn Emissionen aufgrund anderer Rechtsvorschriften auch unabhängig von der Einführung des Emissionshandelssystems reduziert werden mussten bzw. in Zukunft reduziert werden müssen. Solche Emissionsminderungen sind insbesondere durch die Erhöhung des Anteils von regenerativen Energien nach der Richtlinie (2001/77/EG) oder gegebenenfalls auch von der Umsetzung der Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung 96/61/EG (IVU-Richtlinie) zu erwarten. Zum anderen ist bei der Zuteilung zu berücksichtigen, ob aufgrund anderer Rechtsvorschriften Anlagen, die unter die Richtlinie fallen, mehr Emissionen ausstoßen bzw. in ihren Möglichkeiten, Emissionen zu verringern, eingeschränkt werden. Dazu zählen auch Mehremissionen auf Grund des beschlossenen Ausstieges aus der Kernenergie (vgl. Kapitel 9.5).

Der Mitteilung der EU-Kommission zur Anwendung der Kriterien des Anhang III der Emissionshandelsrichtlinie ist zu entnehmen (KOM 2003), dass dem ersten Satz eine bindende Wirkung zukommt, während der zweite Satz optional zu sehen ist. Der NAP muss demnach in seiner Gesamtmenge mit bestehendem Recht in Einklang stehen, während Emissionserhöhungen aufgrund von neuen rechtlichen Anforderungen nicht notwendigerweise zu berücksichtigen sind.

Neue rechtliche Anforderungen beziehen sich dabei auf Regelungen, die vor der Einreichung des NAP von der Kommission verabschiedet worden sind und Auswirkungen auf den Zeitraum 2005-2007 haben. Ferner interpretiert die Kommission den ersten Satz so, dass eine Anpassung der Gesamtzuteilungsmenge erfolgen muss, wenn die Rechtsvorschriften alle erfassten Anlagen betreffen. Ist hingegen nur ein Teil der Anlagen bzw. Branchen von der Regelung betroffen, ist dies bei der Bestimmung der Einzelzuteilungen zu berücksichtigen. Um den Verwaltungsaufwand zu begrenzen, empfiehlt die Kommission in ihren Mitteilungen (KOM (2003) 830) eine *Bagatellgrenze* einzuführen, d.h. die Anwendung des Kriteriums auf eine substantielle Veränderung der Emissionen zu beschränken. Demnach könnten Mehremissionen beispielsweise nur dann berücksichtigt werden, wenn diese in Bezug auf die Tätigkeitsbereiche oder in Bezug auf die Gesamtmenge zu einer Zu- oder Abnahme in Höhe von

¹⁰² In der englischen Version heißt es in Kriterium 4 Anhang III der Richtlinie: „The plan shall be consistent with other Community legislative and policy instruments. Account *should* be taken of unavoidable increases in emissions resulting from new legislative requirements“.

mindestens 10 % der erfassten Emissionen führen. Die Mitgliedstaaten sollen eine Liste der betrachteten rechtlichen und politischen Anforderungen angeben und die ausgewählten Anforderungen kennzeichnen. Dabei ist insbesondere zu prüfen, ob (i) der Anstieg ursächlich auf die neuen Anforderungen zurückzuführen ist und ob (ii) dieser Emissionsanstieg unvermeidbar war.

Minderemissionen, die sich aus der Förderung des verstärkten Einsatzes Erneuerbarer Energien nach der Richtlinie 2001/77/EG insbesondere aus dem Erneuerbare Energien Gesetz (EEG) ergeben, wurden bei der Festlegung der Emissionsbudgets für die Sektoren Energiewirtschaft und Industrie berücksichtigt (vgl. Kapitel 7 und Kapitel 12.4). Dasselbe gilt für die zu erwartenden Mehremissionen auf Grund des Ausstiegs aus der Kernenergie (vgl. Kapitel 9.5). Artikel 26 der EU Emissionshandelsrichtlinie sieht vor, dass die Mitgliedstaaten Anlagen, die unter den EU Emissionshandel fallen, vom Energieeffizienzgebot der IVU-Richtlinie 96/61/EG ausnehmen können. Durch die IVU-Richtlinie sind daher keine direkten Emissionsminderungen im Emissionshandelssektor zu erwarten. Die nachfolgenden Ausführungen konzentrieren sich daher auf Forderungen von Seiten der Industrie nach zusätzlicher Ausstattung mit Emissionsberechtigungen auf Grund von emissionserhöhenden Vorschriften

9.6.2 Entwicklung der Regelung

In Deutschland wurden im Vorfeld der Erstellung des NAP von der Mineralölindustrie und der Kalkindustrie zusätzliche Zuteilungen auf Basis von Kriterium 4, Anhang III der Richtlinie, beansprucht. Die Forderungen wurden, soweit auf Grundlage der vorhandenen Informationen möglich, geprüft. Nachfolgend werden diese Forderungen, ihre möglichen rechtlichen Grundlagen sowie den Ergebnissen der Prüfungen nach Industriebranchen getrennt wiedergegeben.

9.6.2.1 Forderungen der Mineralölindustrie

Bei Sondierungsgesprächen zwischen BMU und dem Mineralölwirtschaftsverband (MWV) machte der MWV geltend, dass die CO₂-Emissionen aus der Mineralölindustrie auf Grund neuer rechtlicher Regelungen im Jahr 2012 um ca. 16 %, bzw. 2,2 Mio. t CO₂ höher sein werden als im Jahr 1999. Diese Daten basierten nach Angaben des MWV auf einer Studie der Deutschen Wissenschaftlichen Gesellschaft für Erdöl, Erdgas und Kohle e.V. (DGMK) von 1999/2000, die für die Verhandlungen im Rahmen der damaligen Selbstverpflichtungserklärung in Auftrag gegeben wurde, sowie auf weiteren Expertenschätzungen.¹⁰³ Die für das Jahr 2012 genannten prozentualen Steigerungen setzen sich demnach wie folgt zusammen:

- 11 % durch die Anforderungen an die Produktqualität der Kraftstoffe infolge (i) des Auto-Öl Programms sowie (ii) verschärfter Grenzwerte an den Schwefelgehalt von Heizöl;

¹⁰³ Da die genannte Studie der DGMK weder vom MWV vorgelegt wurde noch anderweitig öffentlich zugänglich ist, konnten die darin enthaltenen Angaben weder verifiziert noch bei der anschließenden Prüfung der Argumente verwendet werden.

- 5 % durch erhöhte Umweltschutzanforderungen der novellierten 13. BImSchV (Großfeuerungsanlagenverordnung).

Diese Anforderungen würden zu einem gestiegenen Energiebedarf und damit zu einem höheren CO₂-Ausstoß führen.

9.6.2.2 Prüfung der Argumente der Mineralölindustrie

Zunächst wird der Hintergrund der verschiedenen rechtlichen Anforderungen skizziert. Die anschließende Analyse konzentriert sich auf Dieselmotorkraftstoffe, da bei Ottomotorkraftstoffen die höheren Energieaufwendungen bei der Mineralölwirtschaft vernachlässigbar sind.

Kraftstoffe

Die erste Stufe des Auto-Öl Programms wurde 1993/94 von der EU verabschiedet (Richtlinie 93/12/EWG). Darin wurden Grenzwerte für den Schwefelgehalt von Dieselmotorkraftstoffen in Höhe von maximal 2000 ppm ab 1. Oktober 1994 und 500 ppm ab 1. Oktober 1996 festgelegt. Diese Grenzwerte wurden 1998 durch die zweite Stufe verschärft (Richtlinie 98/707/EG bzw. nationale Umsetzung über 10. BImSchV u. A.) und zwar auf 350 ppm ab 1. Januar 2000 und auf 50 ppm ab 1. Januar 2005. Tatsächlich wurde in Deutschland bei Benzin und Diesel eine Umstellung auf 50 ppm bereits seit dem 1. November 2001 praktiziert. Unter Berücksichtigung der Lagerumstellung erfolgte eine Umstellung der Produktion auf schwefelarme Kraftstoffe bereits seit Beginn des Jahres 2001. Darüber hinaus hat die Europäische Union beschlossen (2003/17/EG), dass ab 2009 nur noch schwefelfreie Kraftstoffe mit höchstens 10 ppm Schwefelanteil verwendet werden dürfen. Tatsächlich ist schwefelfreier Kraftstoff in Deutschland bereits seit Anfang 2003 flächendeckend am Markt verfügbar. Das heißt, für die Lagerumstellungen wurde mit der Produktion des schwefelfreien Kraftstoffes bereits Mitte 2002 begonnen.

Heizöl

Die Verschärfung der Schwefelgehalte ist in der Richtlinie 1999/32/EG bzw. in der 3. BImSchV (Verordnung über den Schwefelgehalt bestimmter flüssiger Kraft- und Brennstoffe) verankert. Demnach darf bei schwerem Heizöl mit Wirkung vom 1. Januar 2003 der maximale Schwefelgehalt nur noch bei 1 % (Massenhundertteil) (i. e. 10000 ppm bezogen auf die Masse) liegen. Der Schwefelgehalt von leichtem Heizöl darf vom 1. Januar 2008 an nur noch 0,1 % (i. e. 1000 ppm) statt 0,2 % (i. e. 2000 ppm) Schwefel betragen. Die Raffinerien werden daher bis spätestens Mitte des Jahres 2007 mit der Umstellung ihrer Anlagen beginnen müssen. Somit würde es sich hier nicht notwendigerweise um rechtliche Anforderungen handeln, die in der ersten Periode 2005-2007 wirksam werden. Eine Berücksichtigung müsste gegebenenfalls bei der Aufstellung des NAP für die zweite Zuteilungsperiode erfolgen. Einige Raffinerien haben ihre Anlagen jedoch zum Teil bereits umgestellt, um die Nachfrage nach fast schwefelfreiem Heizöl, die sich aus dem gestiegenen Absatz von neuen Öl-Brennwertkesseln ergab, zu decken.

Großfeuerungsanlagenverordnung

Die nationale Umsetzung der EG-Großfeuerungsanlagen-Richtlinie (2001/80/EG) aus dem Jahr 2001 durch die Novellierung der 13. BImSchV beinhaltet einen verschärften Grenzwert für Schwefeldioxid von 850 mg pro Kubikmeter Abgas und einen geforderten Schwefelabscheidungsgrad von 60 % für Großfeuerungsanlagen (100-300 MW). Für bestehende Anlagen gilt eine Umsetzungsfrist bis November 2007. Die bisher geltenden Regelungen der 13. BImSchV sahen Grenzwerte von 1700 mg pro Kubikmeter Abgas und einen Schwefelabscheidungsgrad von 60 % vor. Die neuen Regelungen bedeuten in Deutschland nur für wenige Anlagen höhere Anforderungen, die genauen Auswirkungen sind jedoch anlagenspezifisch und hängen u. a. vom eingesetzten Rohöl ab.

Schlussfolgerungen

Zunächst gilt es festzuhalten, dass für Emissionen die, aufgrund von rechtlichen Anforderungen bereits in der Basisperiode der Zuteilung (2000-2002) wirksam wurden, diese „Mehremissionen“ über die Zuteilung auf Basis historischer Emissionen nach §7 (1-5) TEHG bereits weitgehend abgedeckt sind. Lediglich Mehremissionen aufgrund rechtlicher Anforderungen, die mit Produktionssteigerungen in der Zuteilungsperiode gegenüber der Basisperiode einhergehen, wären nicht erfasst.¹⁰⁴ Außerdem erstrecken sich die Mehremissionen in Höhe von 16 % auf eine Zeitspanne von 13 Jahren (1999 bis 2012). Unter der Annahme, dass die Maßnahmen, die zu dieser Erhöhung führen, im Zeitverlauf kontinuierlich realisiert werden, würde sich die für die relevante Zuteilungsperiode (2005-2007) auf unter 10 % belaufen.

Da zu den speziellen Angaben der Mineralölindustrie über die Höhe der Mehremissionen keine öffentlich verfügbaren und belastbaren Daten vorlagen, erfolgte die Prüfung der Argumente auf Basis von Abschätzungen und Expertenbefragungen.

Für die genannten Mehremissionen in Höhe von 11 %, die vom Mineralölwirtschaftsverband (MWV) auf das Auto-Öl Programm und die gestiegenen Qualitätsanforderungen an das Heizöl zurückgeführt wurden, lag keine Differenzierung nach Produkten bzw. nach den rechtlichen Anforderungen vor. Folgende Argumente ließen den Schluss zu, dass die angeführten Mehremissionen in Höhe von 11 %, die auf Basis des Jahres 1999 bis zum Jahr 2012 als Kompensation von der Mineralölwirtschaft für die Periode 2005-2007 gefordert wurden, zu hoch sind:

- Einem Forschungsbericht des IFEU (2003) für das UBA war zu entnehmen, dass in vielen Raffinieren die erforderlichen Umstellungen bereits zwischen 2000 und 2002 erfolgt sind. Diese Schlussfolgerung wurde auch durch die statistischen Angaben des MWV zur Entwicklung der Entschwefelungskapazitäten in Raffinieren ((MWV 2003) gestützt. Diesen Angaben zufolge kam es zwischen 1999 und 2001 zu einer Steigerung der Entschwefelungskapazitäten um ca. 8 % und zwischen 2001 und 2002 noch-

¹⁰⁴ Wobei hier auch auf die „Optionslösung“ des §7(12) ZuG 2007 zu verweisen ist.

mals um ca. 8 %. Die Mehremissionen dafür sind in der Basisperiode (2000-2002) zumindest teilweise bereits erfasst. Die von der Mineralölindustrie genannten Mehremissionen sind demnach im Vergleich zu den Emissionen im relevanten Basiszeitraum 2000-2002 wesentlich geringer als im Vergleich zu den Emissionen des Jahres 1999, das den Berechnungen der Mineralölwirtschaft zugrunde lag.

- Die Angaben für die Raffinerie Miro (Kuczera 2003) in Tabelle 9-3 zeigten beispielhaft, dass die Umstellung von der ersten auf die zweite Stufe des Auto-Öl Programms, zu einer deutlichen Steigerung der Energiekosten von über 60 % führte. Die Steigerung der Anforderungen an die Entschwefelung auf unter 10 ppm, die ab dem 1.1.2003 erfolgte, führte hingegen nur zu einem Anstieg von ca. 2 %. Unterstellt man eine in etwa parallele Entwicklung der CO₂-Emissionen und der Energiekosten, kommt man zu dem Schluss, dass der größere Anteil der Emissionssteigerungen in zumindest zwei von drei Jahren der Basisperiode (1999-2002) bereits abgedeckt ist.
- Aus dem Forschungsvorhaben des IFEU (2003) ging auch hervor, dass die Entschwefelung (für einen Zielwert von unter 50 ppm) über „klassische“ HydroDeSulfurication (Entschwefelung für die Gasöle Diesel/leichtes Heizöl) und NaphtaHydroTreatment (für Benzine) in einer Raffinerie stets weniger als 10 % des Gesamtenergieverbrauchs und damit auch der Emissionen ausmacht. Eine weitergehende Entschwefelung auf unter 10 ppm führt im ungünstigsten Fall zu einer 50 %igen Erhöhung dieses Anteils, d. h. maximal um weitere 5 %. Jede Raffinerie hat dabei ihr spezielles Line-up, weshalb sich sehr unterschiedliche Faktoren zeigen werden. Für eine anlagenspezifisch genaue Abschätzung der zusätzlichen CO₂-Emissionen wären komplexe Zusammenhänge zahlreicher Variablen zu berücksichtigen. Zu diesen Variablen zählen z. B. Verschiebungen der Rohölqualitäten, der Produktschnitte, die Raffineriekonfiguration, das verwendete Verfahren oder die zur Verfügung stehenden Energie- und Wasserstoffbilanz am Standort. Nach einer (internen) Schätzung des UBA (2000) lagen für das Jahr 1998 die zusätzlichen CO₂-Emissionen bei 5-10 % der raffineriebedingten CO₂-Emissionen, d. h. bei 1-2 Mio. t CO₂/a.
- Laut MWV (2003) wurde im Jahr 2002 eine deutliche Erhöhung der Konversionskapazität ausgewiesen. Darunter fallen vor allem auch Hydrocracker. Möglicherweise sind also auch solche Aufwendungen in die Berechnungen der genannten Mehremissionen in Höhe von 11 % mit eingegangen, die auch anderen Zwecken als der Tiefentschwefelung dienten und die dann herauszurechnen wären.
- Die neuen Anforderungen für Heizöl werden erst ab 2008 rechtlich verbindlich. Mehremissionen für Anlagen, die vor 2003 umgerüstet wurden, sind bei einer Zuteilung auf Basis historischer Emissionen in der Basisperiode berücksichtigt. Mehremissionen, die aufgrund der neuen Anforderungen, die ab dem Jahr 2008 rechtlich bindend sein werden, können gegebenenfalls im NAP für 2008-2012 berücksichtigt werden.

Tabelle 9-3 Kosten des Auto Öl Programms bei der Miro-Raffinerie

| Auto Öl Programm | Stufe 1 | Stufe 2 | Stufe 3 |
|--------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| (alle Angaben in T€/a) | 150/350 ppm | 50/50 ppm | 10/10 ppm |
| Einführung ab | 01.01.2000 | 01.11.2001 | 01.01.2003 |
| Energiekosten | 2.550 | 4.250 | 100 |
| Oktanverluste | 0 | 1.720 | 0 |
| Chemikalien | 60 | 100 | 0 |
| Katalysatoren | 0 | 700 | 300 |
| Instandhaltung | 100 | 600 | 100 |
| Summe (ohne Personal) | 2.710 | 7.370 | 500 |
| Investitionskosten (T€) | 7.000 | 61.000 | 7.000 |

Quelle: Kuczera (2003).

Die genannten Emissionssteigerungen infolge strengerer Umweltschutzanforderungen der 13. BImSchV, die vom MWV mit 5 % veranschlagt wurden, wurden als überhöht angesehen. Einer Experten-Einschätzung des UBA zufolge,¹⁰⁵ würde durch die Anwendung von Entschwefelungs-, Entstickungs- und Entstaubungsverfahren bei den Großfeuerungsanlagen ein zusätzlicher Energiebedarf von maximal 3 % entstehen. Darüber hinaus wurden in Deutschland vor 2003 bereits vier Standorte nachgerüstet, so dass für diese Anlagen die Mehremissionen bereits in der Basisperiode (1999-2002) zumindest partiell berücksichtigt werden. Für die verbleibenden Standorte konnten somit nur noch ca. 1,5 % höhere Emissionen angesetzt werden. Hinzu kommt, dass nicht jeder Raffineriestandort über eine Großfeuerungsanlage verfügt, so dass der höhere Energiebedarf schließlich auf maximal 0,7 % gegenüber der Basisperiode 2000-2002 geschätzt wurde.

9.6.2.3 Forderungen der Kalkindustrie

Die Kalkindustrie machte in Sondierungsgesprächen im Zuge der Erstellung des NAP gegenüber dem BMU Mehremissionen aufgrund neuer rechtlicher Anforderungen in Höhe von jährlich 1,375 Mio. t CO₂ geltend. Davon

- aus der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (ab 2005): ca. 1,2 Mio. t CO₂ / a (für 1 Mio. t Kalk);
- aus dem Bereich Straßenbau (ab 2004): ca. 175 kt CO₂ / a (für 150.000 t Kalk).

Eine inhaltliche Begründung, Grundlagen oder schriftliche Unterlagen auf deren Basis die quantitativen Angaben hätten geprüft werden können, waren nicht verfügbar.

¹⁰⁵ Fernmündliche Auskunft durch Herrn Becker, UBA, 27.11.2003.

9.6.2.4 Prüfung der Argumente der Kalkindustrie

Bei der angeführten Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie geht es darum, dass der Kalkbedarf in Zusammenhang mit der Ausfällung von Phosphaten bei kleineren Kläranlagen ab 2005 steigen könnte. Weiterhin könnten sich Ansprüche auf eine Mehrzuteilung aus der zukünftigen Umsetzung der TA-Siedlungsabfall ableiten lassen. Demnach wird die Deponierung von Abfällen an eine Vorbehandlung geknüpft, so dass eine Deponierung von Klärschlamm nicht mehr zulässig sein wird. Für die dann notwendige thermische Behandlung (Verbrennung) von Klärschlamm ist zuvor eine Entwässerung durchzuführen, wofür Kalk verwendet wird. Im Bereich Straßenbau kommt Kalk im Straßenunterbau bei der Verfestigung und Verbesserung des Untergrunds oder Unterbaus und im Straßenoberbau als Asphaltbinder, in der Asphaltabdeckschicht oder der Betondecke zum Einsatz. Rechtliche Anforderungen, die zu einer unmittelbaren Erhöhung des Kalkeinsatzes und damit der CO₂-Emissionen führen, sind nicht bekannt.

Schlussfolgerungen

Die Ursachen der Forderungen der Kalkindustrie liegen (vermutlich) in einem Anstieg der Produktnachfrage (Kalk). Dieser Anstieg ist möglicherweise durch rechtliche Anforderungen induziert, die per se allerdings die Kalkhersteller besser- und nicht etwa schlechter stellen, zumal davon auszugehen ist, dass die Mehrkosten der Emissionen weitgehend auf die Abnehmer überwältzt werden können. Bei den Mehremissionen der Kalkindustrie handelt es sich also höchstens um indirekte Auswirkungen aus neuen rechtlichen Anforderungen. Darüber hinaus werden weder in der Wasserrahmenrichtlinie noch in der TA-Siedlungsabfall explizit der Einsatz von Kalk gefordert. Stattdessen werden Grenzwerte vorgeschrieben, die auch unter Anwendung mehrerer Verfahren eingehalten werden können. Daher ist weder der Einsatz von Kalk rechtlich vorgeschrieben noch sind zusätzliche CO₂-Emissionen unvermeidbar.

9.6.3 Regelungsalternativen

Folgende Optionen für die Sonderbehandlung von Mehremissionen, die auf neue rechtliche Anforderungen zurückzuführen sind, wurden prinzipiell in Erwägung gezogen:

- Falls die Anforderungen alle Anlagen einer Branche in gleichem Maße treffen, könnte der Erfüllungsfaktor allgemein auf Kosten des Nicht ET-Segments entsprechend erhöht werden, bzw. die Branchenzuteilung auf Kosten der anderen ET-Branchen erhöht werden. Der Nachteil dieser Option läge vor allem darin, dass eine Festlegung von Branchenzielen notwendig wäre, die unter den politischen und zeitlichen Rahmenbedingungen allerdings nur schwer durchführbar schien;
- Sonderzuteilung für einzelne Anlagen in Höhe der anlagenspezifischen Mehremissionen. Dadurch würde sich die Zuteilung für alle anderen ET-Anlagen über eine Minderung des allgemeinen Erfüllungsfaktors reduzieren. Der Nachteil dieser Regelung läge vor allem in den hohen Transaktionskosten bei der Abschätzung der individuellen Mehremissionen;

- Flexibilisierung der Basisperiode, so dass die Zuteilung nur auf Emissionen derjenigen Jahre beruht, in denen die Anlagenbetreiber die rechtliche Forderung bereits umgesetzt hatten;
- Ex-post-Zuteilung über eine Reserve für Mehremissionen, die gegenüber den Emissionen der Basisperiode nachgewiesen werden können. Durch die Bildung einer Reserve würde sich bei dieser Regelung die Zuteilung für alle anderen Anlagen reduzieren. Diese Option hätte den Nachteil, dass das Ex-ante-Prinzip verletzt werden würde. Außerdem würde sich der Kontrollaufwand für die spätere Berechnung erhöhen;
- Verzicht auf Kompensation bei Unterschreiten einer Bagatellgrenze, wie von der Kommission in der Mitteilung vorgeschlagen.

9.6.4 Regelung

Die Prüfung für die Mineralölindustrie ergab, dass die durch derartige Anforderungen entstehenden Emissionsänderungen in der Periode 2005-2007 im Vergleich zur Basisperiode 2000-2002 unter die von der Kommission vorgeschlagenen Bagatellgrenze von mindestens 10% fallen. Die Forderungen der Kalkindustrie wurden für sachlich unbegründet gehalten. Aus diesen Gründen wurde im NAP festgehalten, dass in der ersten Zuteilungsperiode keine Sonderbehandlungen für Emissionsänderungen aufgrund rechtlicher Anforderungen erfolgen.

9.6.5 Bewertung und Ausblick

Die Begründung für eine mögliche Sonderbehandlung beruht auf einer rein technischen Sichtweise: Technisch bedingte Mehremissionen aufgrund neuer rechtlicher Vorschriften sollen bei der Zuteilung entsprechend honoriert werden. Die tatsächliche Belastung der Emittenten durch Mehremissionen aufgrund rechtlicher Vorschriften hängt allerdings davon ab, inwiefern die zusätzlichen Kosten für den Ausstoß von CO₂ auf die Abnehmer überwältzt werden können. Für Kraftstoffe und Heizöl wären dies im Falle der vertikal integrierten Mineralölindustrie auf der letzten Stufe überwiegend die privaten Haushalte über den Kauf von Kraftstoffen bzw. den Bezug von Heizöl. Ist eine solche Überwälzung möglich, führt eine Sonderbehandlung in Form einer zusätzlichen Gratiszuteilung von Emissionsberechtigungen zu zusätzlichen Renten für die Emittenten. Die gewählte Regelung vermeidet daher solche „Windfall“-Profits. Selbst wenn eine Überwälzung nicht möglich sein sollte, so zeigen die durchgeführten Abschätzungen, dass sich die Mehrbelastungen der betroffenen Industrien in Grenzen halten werden.

Regelungsbedarf aufgrund von Mehremissionen infolge neuer rechtlicher Regelungen, könnte im Zuge der Erstellung des Nationalen Allokationsplanes für die nächste Zuteilungsperiode gegebenenfalls dadurch entstehen, dass nach der Richtlinie 1999/32/EG die Produktion von tiefentschwefeltem Heizöl (1000 ppm) erst ab dem 1.1.2008 verpflichtend ist, d. h. die Raffinerien müssen bis spätestens Mitte des Jahres 2007 mit der Umstellung beginnen. Der tatsächliche Regelungsbedarf wird davon abhängen, inwiefern die Umsetzung der Anforderungen bereits früher als gesetzlich vorgeschrieben erfolgt, und welches Basisjahr bei der Zuteilung für die nächste Periode gewählt wird. Die oben angeführten Abschätzungen legen allerdings

die Vermutung nahe, dass auch dadurch die Bagatellgrenze von 10 % nicht überschritten werden wird.

Bei der Festlegung der Emissionsbudgets für die Sektoren Energiewirtschaft und Industrie für die zweite Handelsperiode sind sowohl der Ausstieg aus der Kernenergie (vgl. Kapitel 9.5), die emissionsmindernden Wirkungen der Fördermaßnahmen für Erneuerbarer Energien (insbesondere EEG) (vgl. Kapitel 12.4) sowie gegebenenfalls auch der geplanten Energiedienstleistungsdirektive, zu berücksichtigen. Die Ziele der Energiedienstleistungsrichtlinie liegen in der Förderung der Energieeffizienz, der Entwicklung von Energieeffizienzmaßnahmen, der Schaffung bzw. dem Ausbau eines EU-weiten Marktes für Energiedienstleistungen sowie in der Steigerung der Energieeffizienz auf der Verbrauchsseite zur Freisetzung der vorhandenen Reduktionspotentiale. Die Energiedienstleistungsrichtlinie würde daher primär den Energiebedarf außerhalb des Emissionshandelssektors reduzieren, sie führt jedoch indirekt zu einem Emissionsrückgang im Energiesektor..

9.6.6 Literatur

- IFEU (Institut für Energie- und Umweltforschung GmbH, Heidelberg) 2003: Auswirkungen der neuen Kraft- und Brennstoffqualität auf die Abwasser- und Abgasreinigungstechniken der Mineralölraffinerien. Im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin, in Bearbeitung.
- KOM (Europäische Kommission) 2003 830: Mitteilungen der Kommission über Hinweise zur Unterstützung der Mitgliedstaaten bei der Anwendung der in Anhang III der Richtlinie 2003/87/EG über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates aufgelisteten Kriterien sowie über die Bedingungen für den Nachweis höherer Gewalt. Brüssel, 7.1.2004.
- Kuczera, M. 2003: Herstellung umweltfreundlicher Kraftstoffe bei der MIRO, Vortragsfolien der VDI-GET Vortrags-Veranstaltung, Karlsruhe, 2. Dezember 2003, Universität Karlsruhe.
- MWV (Mineralölwirtschaftsverband) 2003: Jahresstatistik 2002, Mineralölwirtschaftsverband e.V.. Hamburg.
- UBA (Umweltbundesamt) 2000: Interner Vermerk über schwefelfreie Kraftstoffe, 08.03.2000.

10 Regelungen des NAP mit möglichen Auswirkungen auf künftige Handelsperioden (DIW Berlin)

10.1 Vorbemerkung

Für die Wirkungsweise des Emissionshandels ist die zeitliche Dimension der Allokationsplanung und der Zuteilungsregeln von wesentlicher Bedeutung. Von den zeitlichen Festlegungen hängt es ab, ob die angestrebten längerfristigen Klimaschutzziele erreicht werden können, ob die Unternehmen ausreichende Flexibilität und Planungssicherheit haben und ob adäquate Anreize für die erforderlichen Emissionsminderungen gegeben werden. Durch die EU-Richtlinie für das europäische Emissionshandelssystem ist eine zeitliche Unterteilung in Handelsperioden von zunächst drei und danach fünf Jahren festgelegt worden. Die Richtlinie umfasst detaillierte Vorgaben zum Zeitplan für einzelne Handelsperioden. So ergeben sich zum Beispiel durch die vorgegebene Abfolge von jährlicher Ausgabe und Abrechnung der Emissionsrechte Möglichkeiten für ein Borrowing innerhalb einer Handelsperiode. Aber auch zwischen den Handelsperioden bestehen wesentliche Interdependenzen. So ist nach der Richtlinie grundsätzlich eine Übertragung von Emissionsrechten in die folgende Periode (Banking) möglich. Außerdem ist für die erste Handelsperiode 2005-07 von Bedeutung, dass bereits die diesbezügliche Allokationsplanung mit den Zielen des Kyoto-Protokolls bzw. des europäischen Burden Sharing in der Verpflichtungsperiode 2008-12 konsistent sein muss. Deshalb beruht die Mengenplanung des ersten Allokationsplans auf der Makroebene wesentlich auf den Vorgaben und absehbaren Entwicklungen in der zweiten Handelsperiode. Darüber hinaus ist zu beachten, dass sich die Unternehmen an längerfristigen Planungshorizonten orientieren und dass ihre Entscheidungen insofern von Erwartungen über die künftigen Bedingungen des Emissionshandels abhängen.

Vor diesem Hintergrund enthält der deutsche Allokationsplan bzw. das Zuteilungsgesetz eine Reihe von Indikationen, die über die aktuelle Handelsperiode hinausgehen und damit zugleich eine Bindungswirkung für künftige Allokationspläne haben können. In diesem Kapitel sollen diese Regelungen im Hinblick auf ihre zeitliche Erstreckung auf künftige Handelsperioden dargestellt und erläutert werden. Dabei steht nicht die rechtliche Bewertung, sondern die Beurteilung aus ökonomischer Sicht im Vordergrund.

Hinsichtlich der rechtlichen Einordnung solcher Regelungen ist grundsätzlich Folgendes zu berücksichtigen: Nach § 1 ZuG 2007 besteht der Zweck des Gesetzes darin, Emissionsziele und Zuteilungsregeln „im Hinblick auf die Zuteilungsperiode 2005 bis 2007“ festzulegen. „Soweit nichts anderes bestimmt ist, gilt es für die Zuteilungsperiode 2005 bis 2007“ (§ 2). Zweck und Anwendungsbereich des Zuteilungsgesetzes sind daher grundsätzlich auf die erste Handelsperiode beschränkt. Auch bei den Regelungen, die längere Fristen vorsehen, kann der Gesetzgeber für 2008 bis 2012 Änderungen vornehmen. Allerdings können die Regelungen des ZuG 2007, deren Geltung über die erste Handelsperiode hinausreicht, unter Umständen einen Vertrauensschutztatbestand zugunsten der Betreiber begründen. Dies ist im Einzelfall einer rechtlichen Prüfung zu unterziehen. Zudem muss nach der EU-Richtlinie für jede Handelsperiode ein gesonderter Allokationsplan notifiziert werden. Bei der Überprüfung der Allokationspläne hat sich die EU-Kommission bei ihrer Bewertung auf solche Regelungen be-

schränkt, die die Zuteilung für die erste Handelsperiode betreffen. Weiterreichende Festlegungen für künftige Handelsperioden stehen insofern noch unter dem Vorbehalt einer späteren Prüfung.

Im Folgenden werden drei Gruppen von Regelungen des Zuteilungsgesetzes betrachtet, die Festlegungen für künftige Handelsperioden bzw. für den Übergang von der ersten zur zweiten Handelsperiode enthalten:

- Nationale Ziele und Reserveausgleich im Makroplan,
- längerfristige Zuteilungsregeln im Mikroplan und
- Überführungsmöglichkeiten von Emissionsrechten zwischen Perioden (Banking).

Dabei steht in diesem Kapitel die Frage der längerfristigen Bindungswirkungen von einzelnen Regelungen im Vordergrund, die hinsichtlich ihrer Begründung und Ausgestaltung bereits ausführlich in den vorstehenden Kapiteln 7 bis 9 erläutert worden sind. Darüber hinaus ist die im Zuteilungsverfahren angekündigte Kompensation der Bundesregierung zu beachten.

10.2 Nationale Ziele und Reserveausgleich im Makroplan

Für den Makroplan sind mehrere Vorgaben von Bedeutung, die über die erste Handelsperiode hinausgehen:

- Grundsätzliche Orientierung am Kyoto-Pfad
- Verzicht auf die Einplanung flexibler Mechanismen
- Konkretisierung des nationalen CO₂-Emissionsziels für 2008-2012
- Konkretisierung vorläufiger sektoraler CO₂-Emissionsziele für 2008-2012
- Ausgleich im Fall von Reservedefiziten

Grundsätzliche Orientierung am Kyoto-Pfad

Die Mengenplanung im Allokationsplan muss gemäß der EU-Richtlinie konsistent sein mit den internationalen Verpflichtungen zur Verminderung der Emissionen in der Kyoto-Periode 2008-2012 und mit dem nationalen Klimaschutzprogramm. Deshalb orientiert sich der Makroplan für die Periode 2005-2007 grundsätzlich an den Entwicklungen bis zum Jahr 2012. Dies ist eine unverzichtbare Anforderung an das Mengengerüst der Allokationsplanung.

Verzicht auf die Einplanung flexibler Mechanismen

In diesem Zusammenhang hat jeder Mitgliedstaat in seinem Allokationsplan anzugeben, ob und in welchem Maße er für die Zielerreichung ergänzend zu nationalen Klimaschutzmaßnahmen die flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls (Clean Development Mechanism, Joint Implementation, International Emissions Trading) zu nutzen plant. Die geplanten Netto-Käufe von Gutschriften in Form von CER, ERU bzw. AAU können dann gegebenenfalls im

angestrebten Pfad zur Zielerreichung berücksichtigt werden. Wenn ein Mitgliedstaat von diesen flexiblen Mechanismen an Stelle von nationalen Maßnahmen Gebrauch machen will, müssen allerdings entsprechende Vorbereitungen nachgewiesen werden, um diesen künftigen Minderungsbeitrag zu belegen.

Im deutschen Allokationsplan ist nicht vorgesehen, dass Deutschland an Stelle von Minderungen im Inland Emissionsrechte kauft. Dies schließt freilich nicht die rechtliche Möglichkeit aus, dass solche flexiblen Mechanismen später zusätzlich genutzt werden.¹⁰⁶ Es erfordert aber, dass die gesamte Zuteilungsmenge unter Berücksichtigung der Minderungen anderer Gase und anderer Sektoren im Inland aus heutiger Sicht so bemessen ist, dass das Emissionsziel in der Periode auch ohne die Nutzung flexibler Mechanismen durch den Staat 2008-2012 erreicht werden kann. Mit dem Verzicht auf die Einrechnung flexibler Mechanismen befindet sich die Allokationsplanung insofern auf der sicheren Seite. Hiermit wird zugleich politisch die Priorität von Minderungen im Inland unterstrichen. Im Vergleich zu anderen Staaten, die zum Teil erheblichen Gebrauch der flexiblen Instrumente planen, ist auch zu berücksichtigen, dass sich Deutschland bereits relativ stark dem Minderungsziel angenähert hat. Eine Bindungswirkung für das ZuG 2012 enthalten diese Festlegungen aber nicht.

Konkretisierung des nationalen CO₂-Emissionsziels für 2008-2012

Im Zuteilungsgesetz wird in § 4 (1) zusätzlich zum nationalen CO₂-Emissionsziel für die erste Handelsperiode (859 Millionen Tonnen pro Jahr) auch bereits ein CO₂-Ziel für die Periode 2008-2012 genannt (844 Millionen Tonnen pro Jahr). Damit wird das vorgegebene Reduktionsziel für Treibhausgase (-21 % gegenüber 1990/1995) aufgeteilt auf CO₂ und andere Gase.

Eine solche Aufteilung des Reduktionsziels ist grundsätzlich sinnvoll, weil sich der europäische Emissionshandel zumindest in der ersten Handelsperiode auf CO₂ beschränkt. Die absolute Höhe der gemäß der Verpflichtung erforderlichen CO₂-Begrenzung hängt allerdings zum einen vom endgültigen Emissionsinventar und zum anderen von der Höhe der Nicht-CO₂-Emissionen ab. Insofern kann die international erforderliche CO₂-Begrenzung vom nationalen Ziel abweichen. Durch die Nennung eines CO₂-Ziels für die Folgeperiode wird vor allem die Transparenz hinsichtlich des künftigen Zielpfades erhöht.

Konkretisierung vorläufiger sektoraler CO₂-Emissionsziele für 2008-2012

Darüber hinaus wird das nationale Emissionsziel in § 4 (3) Zug 2007 auch für die Folgeperiode auf die Sektoren Energie und Industrie, Verkehr und Haushalte sowie Gewerbe, Handel, Dienstleistungen aufgeteilt. Dabei ist der Anteil des Sektors Energie und Industrie von besonderer Bedeutung, da er weitgehend dem (ansonsten nicht statistisch erfassten) Emissionshandelsbereich entspricht und insofern der Ableitung einer relativen Mengenreduktion für diesen Bereich zugrunde gelegt werden kann. In den übrigen Sektoren muss die Einhaltung der zu-

¹⁰⁶ Unabhängig von der staatlichen Nutzung flexibler Mechanismen können die Anlagenbetreiber, die dem europäischen Emissionshandel unterliegen, flexible Mechanismen aufgrund der Linking Directive nutzen.

lässigen Gesamtemission durch andere Politiken und Maßnahmen gewährleistet werden. Deshalb werden im Gesetz auch für solche Sektoren differenzierte Emissionsziele für die Folgeperiode genannt. Die sektorale Aufteilung des Emissionsziels für die Periode 2008-2012 steht allerdings – anders als das nationale Ziel für die gesamten CO₂-Emissionen – unter dem Vorbehalt einer Überprüfung beim Beschluss des nächsten Allokationsplans im Jahr 2006.

Insgesamt betrachtet sind die Nennungen allgemeiner Ziele für CO₂-Emissionen in § 4 ZuG 2007 sowohl für die erste als auch für die zweite Zuteilungsperiode im Sinne einer indikativen Planung zu verstehen, die keine unmittelbaren Wirkungen auf die Festlegung der Zuteilungsmengen hat. Darin besteht ein wesentlicher Unterschied zur maximalen Gesamtmenge für bestehende Anlagen gemäß § 4 (4) ZuG 2007, die mit einer anteiligen Kürzung der Zuteilungen verbunden ist. Allgemeine Ziele sind in einem Zuteilungsgesetz nicht zwingend erforderlich. Sie können die Transparenz über die quantitativen Eckwerte einer nationalen Klimaschutzstrategie erhöhen und insbesondere einen politischen Handlungsbedarf in anderen Sektoren, die nicht dem Emissionshandel unterliegen, signalisieren. Hinsichtlich der folgenden Zuteilungsperiode ist allerdings generell ein Vorbehalt angebracht, wie er im Fall der sektoralen Aufteilung im Gesetz formuliert worden ist.

Ausgleich im Fall von Reservedefiziten

Mit Relevanz für die Mengenplanung enthalten auch die Reserveregeln in § 7 TEHG und § 6 ZuG 2007 Bestimmungen, die die nächste Handelsperiode betreffen. In § 7 TEHG wird festgelegt, dass in den ersten beiden Allokationsplänen eine kostenlose Zuteilung für Neuanlagen auch dann gewährleistet wird, wenn die vorgesehene Reserve erschöpft wird:

„Die Regelungen für zusätzliche Neuanlagen und Anlagenerweiterungen nach Beginn der ersten Zuteilungsperiode werden in den jeweiligen Gesetzen über die nationalen Zuteilungspläne für die Zuteilungsperioden 2005 bis 2007 und 2008 bis 2012 so ausgestaltet, dass, sobald die in den Gesetzen vorgesehene Reserve erschöpft ist oder weitere Zuteilungsanträge sie erschöpfen würden, zusätzlich ausreichend Berechtigungen für eine kostenlose Zuteilung zur Verfügung stehen.“

In § 6 (3) ZuG 2007 wird geregelt, wie in diesem Fall eine kostenlose Zuteilung erreicht wird:

„Soweit Zuteilungsentscheidungen nach § 11 dies erfordern, beauftragt das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Einvernehmen mit dem Bundesministerium der Finanzen eine Stelle, auf eigene Rechnung Berechtigungen zu kaufen und diese der zuständigen Behörde kostenlos zum Zwecke der Zuteilung zur Verfügung zu stellen. Zum Ausgleich erhält die beauftragte Stelle in der Zuteilungsperiode 2008 bis 2012 aus der für diese Periode gebildeten Reserve eine Menge an Berechtigungen zum Verkauf am Markt zugewiesen, die der Menge der in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 durch die beauftragte Stelle für die Zwecke des Satzes 1 zugekauften Berechtigungen entspricht.“

Sofern die Reservemenge nicht ausreicht, um alle Neuemittenten gratis mit Emissionsrechten auszustatten, erfolgt demnach ein Ausgleich in zwei Schritten:

- a) Kauf der zusätzlich erforderlichen Emissionsrechte durch eine staatlich beauftragte Stelle, um die Reserve aufzufüllen, und
- b) Verkauf eines Teils der Reserve aus der folgenden Zuteilungsperiode.

Eine alternative Regelung bestünde in der kostenlosen Vergabe an Neuemittenten in einem Windhundverfahren. Dies würde allerdings zu Lasten von Neuemittenten gehen, die erst zum Periodenende Anlagen in Betrieb nehmen wollen. Unter Umständen könnte eine solche Regelung auch dazu führen, dass die Inbetriebnahme einer Neuanlage strategisch bis zur nächsten Gratiszuteilung verzögert würde. Eine solche Regelung wäre nicht mit § 7 TEHG vereinbar.

Eine andere alternative Regelung besteht darin, für die Gratiszuteilung an Neuemittenten einen direkten Kauf durch den Staat vorzusehen, wobei die Finanzierung dann durch den Staatshaushalt erfolgen müsste. Bei einer solchen Regelung würde die Allokation für die nächste Handelsperiode nicht berührt.

Die im Gesetz vorgesehene Refinanzierung aus der Reserve der Folgeperiode (b) kann Konsequenzen für den folgenden Zuteilungsplan haben. Dabei ist allerdings die zeitliche Abfolge zu beachten. Eine Erschöpfung der Reserve der laufenden Periode und ein entsprechender Kauf wären am ehesten im Jahr 2007 zu erwarten und die Refinanzierung würde dann frühestens im Jahr 2008 aus der neuen Reserve erfolgen. Der neue Allokationsplan muss hingegen bereits Mitte 2006 notifiziert werden. Gegebenenfalls muss dann das erwartete Volumen der Ausgleichsverkäufe bei der Berechnung der neuen Reserve eingerechnet werden. Bei vorgegebenem Emissionsbudget des Handelsbereichs müsste die Zuteilung für die nächste Periode dann in gleicher Höhe vermindert werden. Im Ergebnis würden dann Betreiber bestehender Anlagen indirekt einen Teil der Reserve kaufen. Abweichungen zwischen der erwarteten und der tatsächlichen Reservelücke würden unter Umständen in den Ausgleich zwischen der zweiten und dritten Periode einfließen. Dabei dürfte es sich allerdings um relativ geringe Differenzmengen handeln.

Ein wesentlicher Vorteil dieser Regelung besteht darin, dass die kostenlose Zuteilung für alle Neuemittenten gesichert ist, ohne dass ein entsprechend hoher Sicherheitszuschlag für die Reserve gemacht werden muss. Die Kosten dieser zugesicherten Gratiszuteilung gehen allerdings früher oder später (mittelbar) zu Lasten der Betreiber bestehender Anlagen. Die Frage des Reserveausgleichs in künftigen Zuteilungsplänen hängt wesentlich davon ab, wie Neuemittenten künftig generell behandelt werden sollen.

10.3 Längerfristige Zuteilungsregeln im Mikroplan

Das Zuteilungsgesetz enthält auch auf der Mikroebene eine Reihe von konkreten Vorschriften, die die Zuteilung in künftigen Zuteilungsperioden regeln. Dies gilt sowohl für die Grundregeln für bestehende Anlagen und für neue Anlagen als auch für einige besondere Zuteilungsregeln. Im Einzelnen handelt es sich um folgende Regelungen des ZuG 2007

- Malusregel nach § 7 (7)
- Zuteilung für zusätzliche Neuanlagen nach § 11

- Zuteilung nach angemeldeten Emissionen nach § 8 (1)
- Übertragungsregel nach § 10
- Frühzeitige Emissionsminderungen (Early Action) nach § 12

Während sich die Malusregelung ausschließlich auf Altanlagen bezieht, die künftig eine reduzierte Zuteilung erhalten sollen, sind die Regelung für die Zuteilung nach angemeldeten Emissionen und die Übertragungsregel im Zusammenhang mit der Regel für zusätzliche Neuanlagen zu sehen, die für 14 Jahre eine Befreiung vom Erfüllungsfaktor vorsieht. Darüber hinaus können sich durch die besonderen Regeln für frühzeitige Emissionsminderungen Auswirkungen auf die Zuteilung bis zum Jahr 2014 ergeben.

Malusregel nach § 7 (7) ZuG 2007

Für Kondensationskraftwerke auf Steinkohle- oder Braunkohlebasis, die älter als 30 Jahre sind (bzw. sein werden), sieht das ZuG 2007 in § 7 (7) eine Malusregelung vor, die ab der zweiten Zuteilungsperiode wirksam wird. Maßgeblich sind dabei Mindestwirkungsgrade ab dem 1. Januar 2008 (von 31 % bei Braunkohle- und 36 % bei Steinkohlekraftwerken) und dem 1. Januar 2010 (von 32 % bei Braunkohlekraftwerken). Bei Kraftwerken mit geringeren Wirkungsgraden „wird bei der Zuteilung für die zweite sowie jede folgende Zuteilungsperiode mit Wirkung ab den genannten Zeitpunkten der jeweils geltende Erfüllungsfaktor um 0,15 verringert“. Ausgenommen hiervon sind Braunkohlekraftwerke, die im Sinne der Übertragungsregelung ersetzt werden; der Malus wird dann für bis zu zwei Jahre zurück erstattet.

Diese Regelung reduziert die Zuteilung bestimmter Altanlagen, die aufgrund ihrer geringeren Effizienz hohe spezifische Emissionen verursachen und nach Maßgabe allein ihrer historischen Emissionen auch künftig relativ viele Emissionsrechte erhalten würden. Hiermit soll ein spürbarer Modernisierungsanreiz für emissionsintensive Kondensationskraftwerke gegeben werden. Die Emissionsrechtezuteilung vermindert sich dabei im Vergleich zur (jeweiligen) Basisperiode um den jeweiligen normalen Erfüllungsfaktor, ggf. um eine anteilige Kürzung und zusätzlich um weitere 15 %.

Die Wirksamkeit dieser Regelung für die Zukunft ist grundsätzlich nicht zeitlich begrenzt. Das Anfangsjahr der Malusregelung 2008 ist als eine Übergangsregelung zu verstehen, so dass sie in der ersten Periode noch nicht greift. Ihre Berücksichtigung bereits im ZuG 2007 hat insofern zunächst nur einen Ankündigungseffekt, damit sich die Unternehmen hierauf ggf. einstellen können.

Zuteilung für zusätzliche Neuanlagen nach § 11 ZuG 2007

Die Regel für die Zuteilung für zusätzliche Neuanlagen nach § 11 besteht im Wesentlichen aus drei Elementen: der Orientierung an der besten verfügbaren Technik, der Zugrundelegung der erwarteten Produktionsmenge (mit nachträglicher Korrektur) und dem Verzicht auf die Anwendung eines Erfüllungsfaktors für die ersten 14 Betriebsjahre seit Inbetriebnahme der Anlage. Als Neuanlagen gelten dabei Anlagen, die ab 2005 in Betrieb genommen werden. Für

eine 2007 in Betrieb genommene Anlage wird hiermit die Zuteilung bis zum Jahr 2021 geregelt.

Im deutschen Allokationsplan werden alle Neuanlagen kostenlos mit Emissionsrechten ausgestattet. Da die Zuteilung hierbei nicht anhand von Emissionen in der historischen Basisperiode erfolgen kann, wird als Benchmark die beste verfügbare Technik zugrunde gelegt. Aufgrund der hieraus resultierenden anspruchsvollen Emissionswerte wird für eine festgelegte Zeit auf die Anwendung eines Erfüllungsfaktors verzichtet.

Die Bedingungen für Neuanlagen haben sich im Diskussionsprozess über den deutschen Allokationsplan und das Zuteilungsgesetz deutlich verändert (vgl. Kapitel 8.3). Abgesehen von der Möglichkeit einer grundsätzlichen Auktionierung für Neuanlagen wurden dabei für eine kostenlose Zuteilung zunächst auch Durchschnittsbenchmarks diskutiert, wobei für Neuanlagen nur vorübergehend eine von anderen Anlagen abweichende Zuteilung vorgesehen war. Mit der Orientierung an bester verfügbarer Technik wurde zugleich eine Befreiung vom Erfüllungsfaktor diskutiert. Wesentlich ist in diesem Zusammenhang, wie streng die Regeln für beste verfügbare Technik formuliert werden (insbesondere hinsichtlich einer Brennstoffdifferenzierung), wie lange die entsprechenden Emissionswerte gelten sollen und wie lang eine Befreiung vom Erfüllungsfaktor gewährt werden sollte. Im Nationalen Allokationsplan vom März 2004 lautete die Neuanlagenregel: „Alle Newcomer-Anlagen erhalten sowohl in der Periode 2005-2007 als auch in 2008-2012 eine Zuteilung auf Grundlage eines spezifischen Emissionswerts, der sich an der besten verfügbaren Technik orientiert. Der jeweilige Emissionswert bleibt bis 2012 unverändert, ein Erfüllungsfaktor wird ab Inbetriebnahme der Newcomer-Anlage für vierzehn Jahre nicht angewendet.“

Derart lange Bindungszeiten bieten den Investoren eine verlässliche Planungsgrundlage. Sie sind allerdings mit Blick auf die Funktionsweise des Emissionshandelssystems nicht unproblematisch. Dabei ist die unterschiedliche Behandlung von Alt- und Neuanlagen zu beachten, wobei grundsätzlich für neue Anlagen strengere Regelungen vertretbar wären als für bestehende Anlagen. Die gegenwärtigen Regelungen des ZuG 2007 bieten für Neuanlagen eine Ausstattung mit Emissionsrechten, die in der Regel dem Bedarf recht nahe kommen kann, während für Bestandsanlagen ausgehend von historischen Emissionen ein Erfüllungsfaktor und eine anteilige Kürzung angerechnet wird. Bei künftig sinkenden Gesamtbudget würden sich hieraus weitere Reduktionen für Bestandsanlagen ergeben, während Betreiber von Neuanlagen eine langfristige garantierte Zuteilung nach Maßgabe eines festen Emissionswertes und der erwarteten Produktion erhalten.

Durch lange Bindungswirkungen werden generell die Gestaltungsmöglichkeiten künftiger Zuteilungen stark eingeschränkt. Im Hinblick auf künftige Allokationspläne sollte deshalb die Frage langfristiger Zuteilungen auf Anlagenebene überprüft werden. Dabei sollte insbesondere bei Regelungen für Neuanlagen eine stärkere Harmonisierung innerhalb der europäischen Gemeinschaft angestrebt werden.

Diese Problematik betrifft in ähnlicher Weise auch die Regelung für die Zuteilung nach angemeldeten Emissionen und die Übertragungsregel, da diese Regelungen vergleichbare Langfristbindungen enthalten.

Eine Bindungswirkung der Regelung des § 11 ZuG 2007 reicht allerdings nur soweit wie der Anwendungsbereich der Norm. Daher gilt diese Regelung nur für Anlagen, die 2005 bis 2007 in Betrieb genommen werden. Der Gesetzgeber ist mithin frei, für die zweite Handelsperiode die Zuteilungsregel für Neuanlagen, die ab 2007 in Betrieb genommen werden, neu zu gestalten.

Zuteilung nach angemeldeten Emissionen nach § 8 (1) ZuG 2007

Für Anlagen, die in den Jahren 2003 und 2004 errichtet worden sind, erfolgt die Zuteilung nach angemeldeten Emissionen unter Berücksichtigung der erwarteten Auslastung der Anlage, wobei ein Erfüllungsfaktor „für zwölf auf das Jahr der Inbetriebnahme folgende Kalenderjahre keine Anwendung“ findet. Die Regelung hat gewisse Gemeinsamkeiten mit der (auch für Bestandsanlagen wählbaren) Regelung für zusätzliche Neuanlagen nach § 11. Abweichend hiervon werden die Emissionswerte der Anlage an Stelle von denen bester verfügbarer Technik herangezogen, während die Befreiungsdauer vom Erfüllungsfaktor mit 12 Jahren etwas kürzer ist als bei der Neuanlagenregelung (14 Jahre seit Inbetriebnahme).

Optionsregelungen nach § 7 (12) und § 8 (6) ZuG 2007

Betreiber bestehender Anlagen haben die Möglichkeit, an Stelle einer Zuteilung nach historischen bzw. angemeldeten Emissionen eine Zuteilung gemäß der Regelung für zusätzliche Neuanlagen nach § 11 zu beantragen. Maßgeblich sind dann in der Regel die erwartete Produktionsmenge und die beste verfügbare Technik, wobei ein Erfüllungsfaktor keine Anwendung findet.

Nach § 4 (4) ZuG 2007 sind die Zuteilungen für zusätzliche Neuanlagen, die nach dem 1.1.2005 in Betrieb gehen (Rechtsgrund), von der anteiligen Kürzung ausgenommen. Hingegen ist der Verweis in § 7 (12) (und analog § 8 (6)) auf § 11 ein so genannter Rechtsfolgenverweis, bei dem in Abweichung zur Regelzuteilung für bestehende Anlagen lediglich der Zuteilungsmaßstab für die zuzuteilende Menge geändert wird. Daraus folgt, dass bei einer Zuteilung nach § 7 (12) zwar der Erfüllungsfaktor gemäß § 5 keine Berücksichtigung in der Berechnungsformel findet, es sich aber weiterhin um Anlagen handelt, die im Sinne von § 4 (4) der anteiligen Kürzung unterliegen. Ebenso finden die Fristen des § 11 für die Freistellung vom Erfüllungsfaktor keine Anwendung auf die Optionsanlagen. Danach ergeben sich keine Auswirkungen der Optionsregel auf folgende Handelsperioden.

Übertragungsregel nach § 10 ZuG 2007

Ein Betreiber, der eine bestehende Anlage durch eine vergleichbare Neuanlage in Deutschland ersetzt, kann aufgrund der Übertragungsregel für 4 Betriebsjahre nach Betriebseinstellung eine Zuteilung nach Maßgabe der Regelungen erhalten, die für den weiteren Betrieb der Altanlage gelten würden (einschließlich Erfüllungsfaktor). Für die Neuanlage werden für weitere 14 Jahre Berechtigungen ohne Anwendung eines Erfüllungsfaktors zugeteilt. Die Zutei-

lung richtet sich insoweit nach den durchschnittlichen Emissionen der Anlage in der jeweils gültigen Basisperiode.

Die Übertragungsregel steht im Zusammenhang mit den Regelungen für die Einstellung des Betriebs von Anlagen und denen für die Zuteilung für zusätzliche Neuanlagen (vgl. Kapitel 8.3). Hiermit soll ein Anreiz gegeben werden, eine Altanlage ohne Verzögerung durch eine Neuanlage zu ersetzen. Eine Neuanlage, für die die Übertragungsregel in Anspruch genommen werden kann, profitiert hiervon insgesamt 18 Jahre, z.B. von 2007 bis 2025.

Wie die Neuanlagenregelung sollten bei der Aufstellung künftiger Allokationspläne die genannten Regelungen für die Zuteilung nach angemeldeten Emissionen und für Neuanlagen als Anlagenersatz (Übertragungsregel) vor allem hinsichtlich ihrer Langfristbindungen überprüft werden.¹⁰⁷

Frühzeitige Emissionsminderungen (Early Action) nach § 12 ZuG 2007

Langfristige Bindungswirkungen enthalten auch die besonderen Zuteilungsregeln im Fall der Anerkennung frühzeitiger Emissionsminderungen nach § 12 ZuG 2007. Wenn ein Betreiber Emissionsminderungen aufgrund von Modernisierungsmaßnahmen nachweist, die nach dem 1. Januar 1994 beendet worden sind, wird bei Anwendung der Zuteilungsregeln für bestehende Anlagen nach § 7 für eine festgelegte Zeit ein Erfüllungsfaktor von 1 angewendet.

Die Anerkennung von Early Action hängt nach § 12 (1) vom Zeitpunkt der Beendigung der Modernisierungsmaßnahme (Ende 1994 bis Ende 2002) und vom Ausmaß der relativen Emissionsminderung ab. Dies gilt im Regelfall (mindestens 7 bis mindestens 15 % Emissionsminderung) für 12 auf den Abschluss der Modernisierungsmaßnahme folgende Kalenderjahre; das letzte begünstigte Jahr liegt demnach rechnerisch in Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Modernisierung im Zeitraum 2006 bis 2014. Allerdings dürfte Early Action während der Basisperiode (2000-2002) eine geringe Bedeutung haben, da dann zum Teil bereits die höheren Emissionen der Zuteilung nach § 7 zugrunde gelegt werden.

Wenn die nachgewiesene Emissionsminderung mehr als 40 % beträgt, wird der Erfüllungsfaktor von 1 für die Perioden 2005 bis 2007 und 2008 bis 2012 angesetzt.

Nach § 12 (5) wird auf einen Nachweis einer Emissionsminderung verzichtet, wenn die Inbetriebnahme einer Anlage im Zeitraum von 1994 bis 2002 erfolgte. Dann wird auf Antrag bei der Zuteilung nach § 7 für 12 auf das Jahr der Inbetriebnahme folgende Kalenderjahre ein Erfüllungsfaktor von 1 zugrunde gelegt.

Anders als anfänglich diskutiert, werden für Early Action keine Sonderzuteilungen gewährt, die sich nach der Höhe der Emissionsminderung bemessen, sondern es wird in allen Fällen für einen bestimmten Zeitraum ein Erfüllungsfaktor von 1 angerechnet. Dadurch ist der Bonus für

¹⁰⁷ Hinsichtlich der Bindungswirkung gilt auch für § 10 ZuG 2007, dass der Gesetzgeber bei der Gestaltung des ZuG 2012 frei ist, andere Regelungen für Ersatzanlagen, die erst nach dem 1.1.2008 in Betrieb gehen, zu wählen.

Early Action im Vergleich zu früheren Überlegungen relativ gering. Zu beachten ist aber, dass in diesem Fall ebenfalls keine anteilige Kürzung nach § 4 (4) vorgenommen wird.

Insgesamt betrachtet erstreckt sich der Zeitraum, in dem ein Ausgleich für frühzeitige Emissionsminderungen durch Freistellung von Kürzungen gewährt wird, auf die erste und die zweite Zuteilungsperiode. Dies vermindert auch im nächsten Allokationsplan die Emissionsrechte, die an Betreiber anderer Bestandsanlagen zugeteilt werden können.

10.4 Überführung von Emissionsrechten in die Folgeperiode (Banking)

Rechtliche Grundlagen

Nach Artikel 3 der EU-Richtlinie über den Emissionshandel ist die Gültigkeit der Emissionsrechte auf den Zeitraum beschränkt, für den sie vergeben werden. Die restlichen Zertifikate werden vier Monate nach Beginn des nächsten Zuteilungszeitraums gelöscht. Grundsätzlich ist aber eine Überführung von Emissionsrechten in die folgende Fünfjahresperiode möglich (Banking), indem die Mitgliedstaaten Zertifikate an Personen für den laufenden Zeitraum vergeben, um restliche Zertifikate aus dem abgelaufenen Zeitraum zu ersetzen. Für den Übergang von der ersten zur zweiten Zuteilungsperiode ist es jedem Mitgliedstaat überlassen, ob er ein solches Banking durchführt oder nicht. In späteren Perioden ist ein Banking unbeschränkt möglich.

Diese Sonderregelung für den Übergang von der ersten zur zweiten Zuteilungsperiode beruht auf dem Erwägungsgrund (9) der Richtlinie: „Die Mitgliedstaaten können vorsehen, dass Zertifikate, die für einen 2008 beginnenden Fünfjahreszeitraum gültig sind, nur an Personen für gelöschte Zertifikate entsprechend der Emissionsverringerung vergeben werden, die diese Personen in ihrem Staatsgebiet während eines 2005 beginnenden Dreijahreszeitraums erzielt haben.“

In § 6 (4) TEHG werden die diesbezüglichen Regelungen in nationales Recht umgesetzt: „Berechtigungen einer abgelaufenen Zuteilungsperiode werden vier Monate nach Ende einer Zuteilungsperiode in Berechtigungen der laufenden Zuteilungsperiode überführt. Das Gesetz über den nationalen Zuteilungsplan kann für eine Überführung von Berechtigungen von der ersten in die zweite Zuteilungsperiode Abweichungen von [dem vorstehenden] Satz 4 vorsehen.“

Im § 20 ZuG 2007 wird die Überführung von Berechtigungen der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 in die folgende Zuteilungsperiode ausgeschlossen. Restliche Zertifikate werden ersatzlos mit Ablauf des 30. April 2008 gelöscht.

Begründung des Bankingausschlusses

Banking ist sowohl aus ökologischer als auch aus ökonomischer Sicht grundsätzlich positiv zu beurteilen. Es werden frühzeitige Emissionsminderungen und damit verbundene Innovationseffekte ermöglicht, den Betreibern wird eine größere zeitliche Flexibilität eingeräumt und es wird die Volatilität des Zertifikatpreises am Ende eines Handelszeitraums vermindert.

Ein Banking von Zertifikaten aus dem Zeitraum 2005-2007 in den Zeitraum 2008-2012 ist allerdings problematisch, da es nicht auf die international verbindliche Verpflichtung im Rahmen des Kyoto-Protokolls angerechnet werden kann. Ein Mitgliedstaat, der Banking in den Zeitraum 2008-2012 zulässt, erschwert damit die Zielerreichung in der Kyoto-Periode.

Die Gefährdung des nationalen Kyoto-Ziels wird durch die fehlende Harmonisierung des Banking in Europa verschärft, weil dadurch beträchtliche internationale Zertifikatszuflüsse ausgelöst werden könnten. In Mitgliedstaaten, die ein Banking zulassen, könnte sich eine große Banking-Nachfrage sammeln und deren Emissions-Konten belasten. Deshalb wäre ein Banking von Zertifikaten der ersten Handelsperiode mit kaum kalkulierbaren Risiken verbunden.

Eine Regelung zur Beschränkung der Bankingmöglichkeit nach Maßgabe der im Staatsgebiet erzielten Emissionsminderung könnte diese Risiken vermindern, aber nicht vermeiden. Auch in diesem Fall müsste der zu erwartende Gesamtumfang des Banking im nächsten Allokationsplan in Rechnung gestellt werden, wobei negative Verteilungswirkungen unvermeidbar wären.

Eine Überführung von Zertifikaten von der ersten in die zweite Handelsperiode wird deshalb in Deutschland ausgeschlossen.¹⁰⁸ Für künftige Periodenübergänge ist hingegen nach der EU-Richtlinie und dem TEHG ein unbeschränktes Banking möglich.

10.5 Ankündigung einer Kompensationsregelung durch die Bundesregierung

Zum Ausgleich von Belastungen durch die anteiligen Kürzungen der Zuteilungsmengen für Bestandsanlagen gemäß § 4 (4) ZuG 2007 hat die Bundesregierung im Zuteilungsverfahren eine Kompensationsregelung angekündigt: *„Die Bundesregierung wird eine Gesetzesinitiative mit dem Ziel ergreifen, in Ergänzung der übrigen anzuwendenden Zuteilungsregeln Berechtigungen für die Handelsperiode 2008 - 2012 im Umfang von 30 Mio. t CO₂ anteilig für die von der Kürzung nach § 4 Abs. 4 des Zuteilungsgesetzes 2007 erfassten Anlagen, soweit sie nicht von der Optionsmöglichkeit nach § 7 Abs. 12 des Zuteilungsgesetzes 2007 Gebrauch gemacht haben, vorzusehen.“* Dieser Hinweis stand in allen Bescheiden, bei denen eine anteilige Kürzung zur Anwendung gekommen ist.

Hieraus erwächst den betroffenen Anlagenbetreibern zwar kein Anspruch auf eine Kompensation und es ergibt sich für den Gesetzgeber keine Bindungswirkung. Hiermit wird aber eine politische Festlegung formuliert, die sich auf die Zuteilungsplanung für die zweite Handelsperiode auswirken könnte.

Mit dieser Ankündigung wird politisch die Angemessenheit der Zuteilung nach Maßgabe der gesetzlichen Obergrenze für die gesamte Zuteilungsmenge an Bestandsanlagen in Höhe von 495 Mio. t CO₂ im Zusammenspiel mit dem gesetzlich vorgegebenen Erfüllungsfaktor im Nachhinein in Frage gestellt, wobei hingegen Optionsanlagen ausgenommen sind. Dies ver-

¹⁰⁸ Anders als Emissionsrechte aus der ersten Zuteilungsperiode können Gutschriften aus CDM-Projekten (CER) in der Kyoto-Periode genutzt werden.

deutlicht, dass sich die Allokationsplanung für die erste Handelsperiode auch politisch in einer Lernphase befand. Die möglichen Konsequenzen für die folgende Allokationsplanung sind noch offen.

10.6 Fazit

Obwohl sich die im Zuteilungsgesetz 2007 konkretisierte Allokationsplanung für den europäischen Emissionsrechtehandel auf die erste Handelsperiode von 2005 bis 2007 bezieht, enthalten die Regelungen bereits zum Teil wesentliche Festlegungen für spätere Jahre. Tabelle 10-1 gibt einen Überblick über die in diesem Kapitel erläuterten Festlegungen im Hinblick auf den Zeithorizont ihrer künftigen Bindungswirkungen. Mit Blick auf die Beurteilung dieser Regelungen sind dabei grundsätzlich drei Gruppen zu unterscheiden, nämlich Festlegungen zum allgemeinen Mengengerüst, längerfristige Zuteilungsregeln auf Anlagenebene und der Abschluss des Bankings in die Folgeperiode. Hinzu kommt die Ankündigung der Bundesregierung zur Kompensation der anteiligen Kürzung mit Ausnahme der Optionsanlagen.

Eine Ableitung des Mengengerüsts der Allokationsplanung für die Periode 2005-2007 aus den erforderlichen Minderungen in der Kyoto-Periode ist unverzichtbar, da generell eine Konsistenz der gesamten Zuteilungsmenge im Makroplan mit den international verbindlichen Reduktionszielen und mit dem nationalen Klimaschutzprogramm erforderlich ist. In diesem Zusammenhang ist hervorzuheben, dass nach dem deutschen Allokationsplan kein staatlicher Kauf von Emissionsrechten bzw. Gutschriften aus CDM- oder JI-Projekten vorgesehen ist, um das nationale Kyoto-Ziel zu erreichen. Die Nennung allgemeiner Ziele für CO₂-Emissionen im Zuteilungsgesetz nicht nur für die erste, sondern auch für die zweite Zuteilungsperiode hat den Charakter einer indikativen Planung, die die Transparenz über die weitere klimaschutzpolitische Entwicklung sowie des Handlungsbedarfs erhöhen kann, sie hat jedoch keine unmittelbaren Wirkungen auf die Festlegung der Zuteilungsmengen und steht überdies bei der sektoralen Aufteilung der CO₂-Emissionen unter einem Überprüfungsvorbehalt.

Gewisse Konsequenzen für die folgende Zuteilungsperiode könnte die im Gesetz vorgesehene Regelung haben, dass staatlich ausgeglichene Reservedefizite durch entsprechende Verkäufe aus der Reserve des nächsten Allokationsplans refinanziert werden sollen. Gegebenenfalls muss dann das erwartete Volumen der Ausgleichsverkäufe bei der Berechnung der neuen Reserve eingerechnet werden. Diese Regelung gewährleistet, dass bis zum Ende der Handelsperiode alle Neuemittenten kostenlos mit Emissionsrechten ausgestattet werden, ohne dass dadurch der öffentliche Haushalt belastet wird.

Tabelle 10-1: Festlegungen für künftige Zuteilungsperioden

| Regelungen | Mögliche Zeitbindung |
|---|--|
| Nationale Ziele und Reserveausgleich im Makroplan, Grundsätzliche Orientierung am Kyoto-Pfad | 2008-2012 |
| Verzicht auf die Einplanung flexibler Mechanismen | 2008-2012 |
| Konkretisierung des nationalen CO ₂ -Emissionsziels | 2008-2012 |
| Konkretisierung vorläufiger sektoraler CO ₂ -Emissionsziele | 2008-2012 |
| Ausgleich im Fall von Reservedefiziten | 2008-2012 |
| Längerfristige Zuteilungsregeln im Mikroplan | |
| Malusregel nach § 7 (7) | ab 2008, unbegrenzt |
| Zuteilung für zusätzliche Neuanlagen nach § 11 | 14 Betriebsjahre seit Inbetriebnahme, bis 2021 |
| Zuteilung nach angemeldeten Emissionen nach § 8 (1) | 12 Kalenderjahre nach Inbetriebnahme, bis 2016 |
| Übertragungsregel nach § 10 | 18 Betriebsjahre, bis 2025 |
| Frühzeitige Emissionsminderungen nach § 12 (1), Satz 1 | 12 Kalenderjahre nach Modernisierung, bis 2014 |
| Frühzeitige Emissionsminderungen nach § 12 (1), Satz 5 | 2008-2012 |
| Frühzeitige Emissionsminderungen nach § 12 (5) | 12 Kalenderjahre nach Inbetriebnahme, bis 2014 |
| Überführung von Emissionsrechten zwischen Perioden | |
| Ausschluss des Banking in die zweite Periode nach § 20 | 2008 |
| Kompensationsversprechen der Bundesregierung | |
| Zusätzliche Zuteilung in Höhe von 30 Mio. t CO ₂ | 2008-2012 |

Für den Übergang zwischen einzelnen Perioden sind auch die Regeln zum Banking von Emissionsrechten von Bedeutung. Nach der EU-Richtlinie ist ein Banking – anders als ein Borrowing, das nur innerhalb einer Periode möglich ist – zwischen Perioden grundsätzlich zulässig, wobei allerdings für das Banking in die zweite Periode Ausnahmeregelungen durch die Mitgliedstaaten möglich sind. Da ein Banking in die zweite Handelsperiode die Einhaltung der Verpflichtung nach dem Kyoto-Protokoll erschweren würde, ist dies im ZuG 2007 vollständig ausgeschlossen worden.

Die über die Periode 2005-2007 hinausgehenden Festlegungen im Zuteilungsgesetz umfassen erstens die Malusregelung, zweitens die Neuanlagenregelung und die hiermit im Zusammenhang stehenden Zuteilungen nach angemeldeten Emissionen und nach der Übertragungsregel sowie drittens die Regelungen für Early Action. Diese Regelungen sind unterschiedlich zu bewerten:

- Mit der Malusregelung sollen die Grandfatheringrechte für wenig effiziente Altanlagen eingeschränkt werden, wobei der Beginn im Jahr 2008 als Übergangsregelung zu verstehen ist.
- Die mit Neuanlagen in Zusammenhang stehenden Regelungen enthalten besonders lange Bindungszeiten, die die Anwendung eines Erfüllungsfaktors und zum Teil die anteilige Kürzung betreffen. Diese Regelungen bieten den Investoren eine verlässliche Planungsgrundlage; sie sind allerdings mit Blick auf die Funktionsweise des Emissionshandelssystems und die Gestaltungsmöglichkeiten künftiger Zuteilungen nicht unproblematisch und sollten bei der Aufstellung der Allokationspläne für folgende Perioden überprüft werden. Insbesondere die Regelungen für Neuanlagen sollten künftig innerhalb der europäischen Gemeinschaft stärker harmonisiert werden.

- Durch die besonderen Regeln für frühzeitige Emissionsminderungen (Early Action) können sich Auswirkungen auf die Zuteilung bis zum Jahr 2014 ergeben. Dabei ist zu beachten, dass für Early Action anders als zunächst diskutiert keine Sonderzuteilungen gewährt werden, sondern stattdessen für eine Übergangszeit auf die Verwendung eines Erfüllungsfaktors und eine anteilige Kürzung verzichtet wird.

Die genannten Regelungen weichen von dem Grundsatz des europäischen Emissionshandels-systems ab, nach dem die Zuteilungsplanungen und -entscheidungen von Periode zu Periode erfolgen. Dies gilt auch für die Genehmigung der Zuteilungspläne durch die EU-Kommission, so dass Regelungen, die sich auf künftige Perioden beziehen, insofern noch unter einem Vorbehalt stehen. Auch die rechtlichen und ökonomischen Konsequenzen der Kompensationsankündigung der Bundesregierung für die folgende Allokationsplanung sind noch offen.

Alles in allem erfordert die Beurteilung von längerfristigen Festlegungen für die Zuteilung von Emissionsrechten eine differenzierte Betrachtung. Während insbesondere die konkreten Regelungen für Neuanlagen künftig überprüft werden sollten, ist generell eine langfristige Orientierung der Mengenplanung und der Grundregeln, nach denen die Zuteilung künftig erfolgen soll, positiv zu bewerten.

11 Quantitative Analyse der Zuteilung 2005-2007 (DIW Berlin)

11.1 Vorbemerkungen

In diesem Kapitel erfolgt eine quantitative Analyse der Zuteilungen für die Handelsperiode 2005 bis 2007 auf Basis von Daten und Auswertungen der DEHSt (2005) über die Ergebnisse des Zuteilungsverfahrens in Deutschland. Im Vordergrund steht dabei die Zusammensetzung der Zuteilungen nach Strukturgrößen (Tätigkeitsbereichen, Wirtschaftssektoren, Bundesländern, Anlagengrößen) und nach den einzelnen Regelungen des Zuteilungsgesetzes. Von besonderem Interesse ist hierbei auch die Verteilung der Inanspruchnahme von Options-, Sonder- und Härtefallregelungen, die einen wesentlichen Einfluss auf den Abgleich mit dem Makroplan durch Erfüllungsfaktor und anteilige Kürzung für nicht begünstigte Bestandsanlagen haben.

11.2 Datengrundlagen

Der Analyse liegen Daten über die Zuteilungen der DEHSt mit Stand vom 28.2.2005 zugrunde. Sie beruhen auf den Zuteilungsentscheidungen, nach denen die erste Tranche an Emissionsberechtigungen ausgegeben worden ist.

Insgesamt nehmen in Deutschland 1.849 Anlagen aus der Energiewirtschaft und der emissionsintensiven Industrie in der ersten Handelsperiode 2005 bis 2007 am Emissionshandel teil.¹⁰⁹ Die Zahl der teilnehmenden Anlagen ist deutlich geringer als die Zahl von rund 2.350 Anlagen, die sich aus der freiwilligen Datenerhebung zum Emissionshandel im Jahr 2003 ergab. Die Zahlen sind aber nur bedingt vergleichbar, weil sich die Verteilung der Anlagen z.B. durch Zusammenlegungen oder durch Veränderungen der Kapazitäten verschoben hat.

11.3 Zuteilungen nach Strukturgrößen

Von den insgesamt 1.849 Anlagen sind 1.234 Anlagen der Energiewirtschaft und 615 Anlagen der emissionsintensiven Industrie zuzurechnen. Die Aufteilung der Anlagen und Zuteilungen auf die einzelnen Tätigkeitsbereiche (nach TEHG) ist in Tabelle 11-1 dargestellt. Danach entfallen die Zuteilungen sogar zu 78,8 % auf den Energiebereich. Weitere 16,6 % der Zuteilungen entfallen auf die Bereiche Eisen/Stahl, Raffinerie und Zement. Die restlichen Bereiche haben an den Zuteilungen zusammen einen Anteil von weniger als 5 %, hierbei handelt es sich aber immerhin um 26,6 % aller Anlagen.

¹⁰⁹ Bei der Deutschen Emissionshandelsstelle sind insgesamt 2060 gültigen Zuteilungsanträge eingegangen. Die DEHSt (2004a) geht davon aus, dass die rund 200 restlichen Anträge überwiegend von Unternehmen stammen, die mit ihrem Antrag einen ablehnenden Bescheid erwirken wollten, um damit eine Emissionshandelspflichtigkeit auszuschließen.

Tabelle 11-1: Verteilung der Anlagen und Zuteilungen nach Tätigkeitsbereichen

| | Anlagen | | Zuteilungen | | | Durchschnitt |
|---------------------|---------|-------|-------------|----------|-------|---------------|
| | Anzahl | % | Mio. t | Mio. t/a | % | Mio. t/Anlage |
| Energie | 1234 | 66,7 | 1170,3 | 390,1 | 78,8 | 0,948 |
| Eisen/Stahl | 39 | 2,1 | 101,6 | 33,9 | 6,8 | 2,604 |
| Raffinerie | 37 | 2,0 | 73,3 | 24,4 | 4,9 | 1,982 |
| Zement | 48 | 2,6 | 71,2 | 23,7 | 4,8 | 1,483 |
| Kalk (inkl. Zucker) | 68 | 3,7 | 28,0 | 9,3 | 1,9 | 0,411 |
| Papier | 123 | 6,7 | 15,0 | 5,0 | 1,0 | 0,122 |
| Glas | 89 | 4,8 | 14,0 | 4,7 | 0,9 | 0,157 |
| Keramik | 207 | 11,2 | 7,5 | 2,5 | 0,5 | 0,036 |
| Zellstoff | 4 | 0,2 | 4,3 | 1,4 | 0,3 | 1,087 |
| Gesamt | 1849 | 100,0 | 1485,2 | 495,1 | 100,0 | 0,803 |

Quellen: DEHSt (2005), Berechnungen des DIW Berlin.

Die Zuteilung pro Anlage beträgt im Durchschnitt 0,8 Mio. t bzw. 0,268 Mio. t pro Jahr. Sie weist allerdings im Vergleich der Tätigkeitsbereiche erhebliche Unterschiede auf.

Die Verteilung der Zuteilungen auf die Tätigkeitsbereiche spiegelt nicht die sektorale Struktur der Zuteilungen wider. Tabelle 11-2 zeigt die Zuteilungen aufgeteilt nach Tätigkeiten gemäß der Registerverordnung und nach zusammengefassten Wirtschaftsgruppen. Datengrundlage hierfür ist die veröffentlichte Anlagenliste. Darin sind allerdings die Angaben zum NACE-Code nicht vollständig und zum Teil nicht eindeutig.

Die DEHSt (2005) weist darauf hin, dass insbesondere die Zuordnungen zu Bundesländern, Tätigkeiten und NACE-Codes in der Anlagenliste zum Teil fehlerhaft sind. Deshalb weisen die Auswertungsergebnisse große Unsicherheiten auf.

Bei der Aufteilung der Zuteilungen nach Wirtschaftsgruppen hat die Elektrizitätsversorgung mit 325 Mio. t/a den weitaus größten Anteil. Auf diesen Bereich entfallen allein rund zwei Drittel der Zuteilungen. Daneben haben die Bereiche Glas, Keramik, Kokerei, Mineralöl, Metall und Wärmeversorgung relativ hohe Anteile an den gesamten Zuteilungen.

Wie die Tabelle zeigt, verteilen sich die Zuteilungen für Verbrennungsanlagen (Tätigkeitsbereich 1) praktisch über alle betrachteten Wirtschaftsgruppen. An diesen Zuteilungsmengen von insgesamt 390 Mio. t/a haben die Elektrizitätsversorgung mit 325 Mio. t/a und die Wärmeversorgung mit 25,8 Mio. t/a die größten Anteile. Hinzu kommen insbesondere Verbrennungsanlagen im Bereich Chemie.

Tabelle 11-2: Zuteilungen nach Wirtschaftsgruppen und Tätigkeiten in Mio. t/a

| | | Tätigkeiten gem. RegisterVO | | | | | | | | | | Summe |
|--|-------------|-----------------------------|-------------|------------|------------|-------------|-------------|------------|------------|------------|------------|--------------|
| | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 99 | |
| <i>Wirtschaftsgruppen</i> | <i>NACE</i> | | | | | | | | | | | |
| Bergbau, Steine, Erden | 11,12,14 | 1,0 | | | | | | | | | | 1,0 |
| Nahrung, Genuss, Tabak | 15,16 | 3,2 | | | | | 0,0 | | | | 0,5 | 3,8 |
| Textil, Leder | 17,19 | 0,3 | | | | | | | | | | 0,3 |
| Holz | 20 | 0,6 | | | | | | | | | 0,0 | 0,6 |
| Papier, Pappe | 21,22 | 2,8 | | | | | | | 6,6 | | | 9,3 |
| Kokerei, Mineralöl | 23 | 0,6 | 24,4 | 8,6 | | 3,7 | | | | | | 37,3 |
| Chemie | 24 | 8,2 | | | | | | | | | | 8,2 |
| Gummi-, Kunststoffw. | 25 | 0,3 | | | | | | | | | | 0,3 |
| Glas, Keramik | 26 | 0,1 | | | 0,0 | | 32,3 | 4,7 | 2,5 | | | 39,5 |
| Metall | 27,28 | 9,9 | | | 5,9 | 15,7 | | | | | | 31,5 |
| Maschinenbau | 29,31-33 | 0,1 | | | | | | | | | | 0,1 |
| Fahrzeugbau | 34,35 | 1,0 | | | | | | | 0,0 | | | 1,0 |
| Elektrizität | 40.10 | 325,0 | | | | | | | | | | 325,0 |
| Gas | 40.20 | 1,7 | | | | | | | | | | 1,7 |
| Wärme | 30.30 | 25,8 | | | | | | | | | | 25,8 |
| Verkehr | 60 | 0,1 | | | | | | | | | | 0,1 |
| Dienstleistungen | 74,75,80,85 | 0,4 | | | | | | | | | | 0,4 |
| Entsorgung | 90 | 0,0 | | | | | | | | | | 0,0 |
| Ohne Angabe | | 8,9 | | | | | 0,1 | | 0,0 | | | 9,1 |
| Gesamt | | 390,0 | 24,4 | 8,6 | 5,9 | 19,4 | 32,5 | 4,7 | 2,5 | 6,6 | 0,6 | 495,1 |
| Quelle: DEHSt (2005), Berechnungen des DIW Berlin. | | | | | | | | | | | | |

Tätigkeiten gemäß EG-Registerverordnung vom 21. Dezember 2004:

- 1 Feuerungsanlagen mit einer Feuerungswärmeleistung von über 20 MW
- 2 Mineralölraffinerien
- 3 Kokereien
- 4 Röst- oder Sinteranlagen für Metallerz einschließlich sulfidischer Erze
- 5 Anlagen für die Herstellung von Roheisen oder Stahl (Primär- oder Sekundärschmelzung) einschließlich Stranggießen
- 6 Anlagen zur Herstellung von Zementklinkern in Drehrohröfen oder von Kalk in Drehrohröfen oder in anderen Öfen
- 7 Anlagen zur Herstellung von Glas einschließlich Anlagen zur Herstellung von Glasfasern
- 8 Anlagen zur Herstellung von keramischen Erzeugnissen durch Brennen, und zwar insbesondere von Dachziegeln, Ziegelsteinen, feuerfesten Steinen, Fliesen, Steinzeug oder Porzellan
- 9 Industrieanlagen zur Herstellung von a) Zellstoff aus Holz oder anderen Faserstoffen, b) Papier und Pappe
- 99 Weitere, gemäß Artikel 24 der Richtlinie 2003/87/EG einbezogene Tätigkeiten

Die Struktur der Zuteilungen nach Bundesländern (Tabelle 11-3) zeigt deutliche Schwerpunkte in Nordrhein-Westfalen und Brandenburg, auf die weit mehr als die Hälfte der gesamten Zuteilungen entfallen. Dabei spielen insbesondere große Kohlekraftwerke eine bedeutende Rolle. Darüber hinaus haben auch Niedersachsen, Sachsen, Baden-Württemberg, Bayern und das Saarland relativ hohe Anteile an den gesamten Zuteilungsmengen. In den übrigen Ländern liegen diese Anteile jeweils unter 3 %.

Gemessen an der Zahl der Anlagen haben neben Nordrhein-Westfalen vor allem Bayern, Niedersachsen und Baden-Württemberg hohe Anteile. Auf diese drei Länder entfällt knapp die Hälfte der Anlagen.

Die durchschnittliche Zuteilung je Anlage liegt in Brandenburg, im Saarland, in Nordrhein-Westfalen, in Bremen und in Sachsen deutlich über dem Bundesdurchschnitt.

In Tabelle 11-4 und Tabelle 11-5 sind die Zuteilungen nach Bundesländern und Tätigkeiten dargestellt. Dabei zeigt sich, dass die Länderanteile bei Tätigkeit 1 (Verbrennung) weitgehend mit den entsprechenden Anteilen an den Gesamtzuteilungen übereinstimmen. Bei den anderen Tätigkeiten zeigen sich hingegen beträchtliche Abweichungen der Regionalstrukturen. So konzentrieren sich die Zuteilungen für Kokereien auf Nordrhein-Westfalen und das Saarland. Bei den Mineralö Raffinerien ist neben Nordrhein-Westfalen vor allem Bayern von Bedeutung. Bei der Herstellung von Roheisen oder Stahl dominieren Nordrhein-Westfalen, Saarland und Niedersachsen und bei der Herstellung von Zementklinker oder Kalk Nordrhein-Westfalen, Bayern und Baden-Württemberg.

Tabelle 11-3: Verteilung der Anlagen und Zuteilungen nach Bundesländern

| | Anlagen | | Zuteilungen | | | Durchschnitt |
|------------------------|---------|-------|-------------|----------|-------|---------------|
| | Anzahl | % | Mio. t | Mio. t/a | % | Mio. t/Anlage |
| Nordrhein-Westfalen | 439 | 23,7 | 653,2 | 217,7 | 44,0 | 1,488 |
| Brandenburg | 76 | 4,1 | 159,8 | 53,3 | 10,8 | 2,103 |
| Niedersachsen | 195 | 10,5 | 104,1 | 34,7 | 7,0 | 0,534 |
| Sachsen | 100 | 5,4 | 99,1 | 33,0 | 6,7 | 0,991 |
| Baden-Württemberg | 176 | 9,5 | 87,8 | 29,3 | 5,9 | 0,499 |
| Bayern | 285 | 15,4 | 78,5 | 26,2 | 5,3 | 0,276 |
| Sachsen-Anhalt | 77 | 4,2 | 59,7 | 19,9 | 4,0 | 0,775 |
| Saarland | 31 | 1,7 | 53,3 | 17,8 | 3,6 | 1,720 |
| Hessen | 131 | 7,1 | 41,3 | 13,8 | 2,8 | 0,315 |
| Bremen | 29 | 1,6 | 35,0 | 11,7 | 2,4 | 1,208 |
| Berlin | 38 | 2,1 | 28,0 | 9,3 | 1,9 | 0,736 |
| Rheinland-Pfalz | 88 | 4,8 | 26,4 | 8,8 | 1,8 | 0,300 |
| Schleswig-Holstein | 54 | 2,9 | 22,7 | 7,6 | 1,5 | 0,420 |
| Hamburg | 43 | 2,3 | 13,0 | 4,3 | 0,9 | 0,303 |
| Thüringen | 55 | 3,0 | 12,4 | 4,1 | 0,8 | 0,226 |
| Mecklenburg-Vorpommern | 32 | 1,7 | 10,9 | 3,6 | 0,7 | 0,340 |
| Gesamt | 1849 | 100,0 | 1485,2 | 495,1 | 100,0 | 0,803 |

Quellen: DEHSt (2005), Berechnungen des DIW Berlin.

Tabelle 11-4: Zuteilungen nach Bundesländern und Tätigkeiten in Mio. t/a

| | Tätigkeiten gem. RegisterVO | | | | | | | | | | Summe |
|------------------------|-----------------------------|------|-----|-----|------|------|-----|-----|-----|-----|-------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 99 | |
| Nordrhein-Westfalen | 177,3 | 9,6 | 7,6 | 0,4 | 7,7 | 11,6 | 1,6 | 0,4 | 1,1 | 0,4 | 217,7 |
| Brandenburg | 46,7 | 1,8 | | 2,1 | 0,3 | 1,9 | 0,1 | 0,1 | 0,2 | | 53,3 |
| Niedersachsen | 24,5 | 2,3 | | 0,0 | 4,2 | 1,8 | 0,5 | 0,3 | 1,0 | 0,0 | 34,7 |
| Sachsen | 32,1 | | | | 0,1 | | 0,3 | 0,1 | 0,5 | | 33,0 |
| Baden-Württemberg | 21,6 | 2,1 | | | 0,2 | 3,4 | 0,3 | 0,2 | 1,6 | | 29,3 |
| Bayern | 15,1 | 3,7 | | 0,0 | 0,1 | 5,0 | 0,8 | 1,0 | 0,4 | | 26,2 |
| Sachsen-Anhalt | 13,3 | 2,3 | | | | 3,1 | 0,3 | 0,1 | 0,8 | 0,1 | 19,9 |
| Saarland | 10,1 | | 1,0 | | 6,7 | | 0,0 | | | | 17,8 |
| Hessen | 12,0 | | | 0,0 | 0,0 | 1,6 | 0,0 | 0,1 | 0,1 | | 13,8 |
| Bremen | 8,3 | | | 3,4 | | | | | | | 11,7 |
| Berlin | 9,3 | | | | | | | | | | 9,3 |
| Rheinland-Pfalz | 6,2 | 0,0 | | | 0,0 | 1,8 | 0,3 | 0,1 | 0,3 | | 8,8 |
| Schleswig-Holstein | 5,5 | 0,7 | | 0,0 | | 1,3 | 0,1 | 0,0 | 0,1 | | 7,6 |
| Hamburg | 2,3 | 2,0 | | | 0,1 | | | | | | 4,3 |
| Thüringen | 2,1 | | | | 0,1 | 1,1 | 0,3 | 0,1 | 0,5 | | 4,1 |
| Mecklenburg-Vorpommern | 3,6 | | | | | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | | 3,6 |
| Gesamt | 390,0 | 24,4 | 8,6 | 5,9 | 19,4 | 32,5 | 4,7 | 2,5 | 6,6 | 0,6 | 495,1 |

Quellen: DEHSt (2005), Berechnungen des DIW Berlin.

Tabelle 11-5: Zuteilungen nach Bundesländern und Tätigkeiten in %

| | Tätigkeiten gem. RegisterVO | | | | | | | | | | Summe |
|------------------------|-----------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 99 | |
| Nordrhein-Westfalen | 45,5 | 39,5 | 88,8 | 6,0 | 39,5 | 35,8 | 34,8 | 16,1 | 16,6 | 73,6 | 44,0 |
| Brandenburg | 12,0 | 7,2 | | 35,7 | 1,5 | 5,9 | 3,2 | 4,1 | 3,3 | | 10,8 |
| Niedersachsen | 6,3 | 9,3 | | 0,1 | 21,9 | 5,6 | 11,6 | 12,8 | 15,0 | 4,6 | 7,0 |
| Sachsen | 8,2 | | | | 0,5 | | 5,8 | 4,6 | 7,5 | | 6,7 |
| Baden-Württemberg | 5,6 | 8,4 | | | 0,8 | 10,4 | 6,1 | 6,6 | 24,4 | | 5,9 |
| Bayern | 3,9 | 15,3 | | 0,1 | 0,4 | 15,2 | 18,1 | 41,7 | 6,0 | | 5,3 |
| Sachsen-Anhalt | 3,4 | 9,3 | | | | 9,4 | 6,0 | 2,0 | 12,2 | 21,8 | 4,0 |
| Saarland | 2,6 | | 11,2 | | 34,3 | | 0,4 | | | | 3,6 |
| Hessen | 3,1 | | | 0,0 | 0,2 | 4,8 | 0,4 | 3,2 | 0,8 | | 2,8 |
| Bremen | 2,1 | | | 58,0 | | | | | | | 2,4 |
| Berlin | 2,4 | | | | | | | | | | 1,9 |
| Rheinland-Pfalz | 1,6 | 0,2 | | | 0,1 | 5,6 | 6,2 | 3,4 | 5,3 | | 1,8 |
| Schleswig-Holstein | 1,4 | 2,7 | | 0,0 | | 3,9 | 1,2 | 0,3 | 1,5 | | 1,5 |
| Hamburg | 0,6 | 8,2 | | | 0,5 | | | | | | 0,9 |
| Thüringen | 0,5 | | | | 0,4 | 3,3 | 5,8 | 4,2 | 7,3 | | 0,8 |
| Mecklenburg-Vorpommern | 0,9 | | | | | 0,0 | 0,5 | 0,9 | 0,1 | | 0,7 |
| Gesamt | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 |

Quellen: DEHSt (2005), Berechnungen des DIW Berlin.

Tätigkeiten gemäß EG-Registerverordnung vom 21. Dezember 2004:

| | | | |
|---|-------------------------------------|----|-----------------------------|
| 1 | Feuerungsanlagen > 20 MW | 6 | Zementklinker, Kalk |
| 2 | Mineralölraffinerien | 7 | Glas |
| 3 | Kokereien | 8 | Keramik |
| 4 | Röst- oder Sinteranl. für Metallerz | 9 | Zellstoff, Papier und Pappe |
| 5 | Roheisen, Stahl | 99 | Weitere Tätigkeiten |

Die Dominanz der großen Anlagen wird in Tabelle 11-6 deutlich, die die Verteilung der Anlagen und Zuteilungen nach Größenklassen enthält. 15 Anlagen (das sind 0,8 % aller Anlagen) erhalten jeweils eine Zuteilungsmenge von über 15 Mio. t. Diese Anlagen erhalten gut 38 % der gesamten Zuteilungsmenge. Die größte aller Anlagen ist ein Braunkohlekraftwerk in Nordrhein-Westfalen mit einer Zuteilung in Höhe von 86 Mio. t. Weitere 148 Anlagen (8 %) erhalten jeweils Zuteilungsmengen zwischen 1,5 und 15 Mio. t; auf sie entfallen 44 % der Zuteilungen. Die restlichen 91 % der Anlagen erhalten zusammen 17 % der gesamten Zuteilungsmenge.

Da viele betroffene Anlagen jeweils nur eine geringe Zuteilungsmenge erhalten, ist eine de minimis-Regelung zu erwägen, um relativ hohe Transaktionskosten zu vermeiden (vgl. Kapitel 8).

Tabelle 11-6: Verteilung der Anlagen und Zuteilungen nach Größenklassen

| | Anlagen | | Zuteilungen | | | Durchschnitt |
|---|---------|-------|-------------|----------|-------|---------------|
| | Anzahl | % | Mio. t | Mio. t/a | % | Mio. t/Anlage |
| Größenklassen | | | | | | |
| über 15 Mio. t | 15 | 0,8 | 569,5 | 189,8 | 38,3 | 37,964 |
| 1,5 Mio. - 15 Mio. t | 148 | 8,0 | 659,7 | 219,9 | 44,4 | 4,457 |
| 150.000 - 1,5 Mio. t | 408 | 22,1 | 196,7 | 65,6 | 13,2 | 0,482 |
| 30.000 - 150.000 t | 704 | 38,1 | 51,2 | 17,1 | 3,4 | 0,073 |
| bis 30.000 t | 574 | 31,0 | 8,1 | 2,7 | 0,5 | 0,014 |
| Gesamt | 1849 | 100,0 | 1485,2 | 495,1 | 100,0 | 0,803 |
| Quellen: DEHSt (2005), Berechnungen des DIW Berlin. | | | | | | |

Für Anlagen mit einer Zuteilung von weniger als 30 000 t (10 000 t/a) gelten besondere Erleichterungen: So kann die Deutsche Emissionshandelsstelle bestimmte Gebühren erlassen. Auch die Anforderungen an die Verifizierung von Anträgen und Berichten durch Sachverständige sind geringer als bei größeren Anlagen. Die Einordnung der Anlagen in weitere Größenklassen hat Auswirkungen auf die Genauigkeitsanforderungen bei der jährlichen Berichterstattung gemäß den EU-Leitlinien für Überwachung und Berichterstattung.

In Tabelle 11-7 und Tabelle 11-8 sind die Anlagen und Zuteilungen für kleinere Anlagen nach Tätigkeitsbereichen dargestellt. Auch bei diesen Anlagen überwiegt der Anteil von Anlagen des Energiebereichs (mit jeweils knapp 64 %). Darüber hinaus sind hier die Bereiche Keramik und Papier von Bedeutung.

Tabelle 11-7: Anlagen unter 30 000 t nach Tätigkeiten

| | Anlagen | | Zuteilungen | | | Durchschnitt |
|---------------------|---------|-------|-------------|----------|-------|---------------|
| | Anzahl | % | Mio. t | Mio. t/a | % | Mio. t/Anlage |
| Energie | 367 | 63,9 | 5,150 | 1,717 | 63,3 | 0,014 |
| Keramik | 130 | 22,6 | 1,801 | 0,600 | 22,1 | 0,014 |
| Papier | 50 | 8,7 | 0,669 | 0,223 | 8,2 | 0,013 |
| Glas | 13 | 2,3 | 0,269 | 0,090 | 3,3 | 0,021 |
| Kalk (inkl. Zucker) | 11 | 1,9 | 0,185 | 0,062 | 2,3 | 0,017 |
| Raffinerie | 2 | 0,3 | 0,032 | 0,011 | 0,4 | 0,016 |
| Eisen/Stahl | 1 | 0,2 | 0,027 | 0,009 | 0,3 | 0,027 |
| Gesamt | 574 | 100,0 | 8,133 | 2,711 | 100,0 | 0,014 |

Quellen: DEHSt (2005), Berechnungen des DIW Berlin.

Tabelle 11-8: Anlagen unter 15 000 t nach Tätigkeiten

| | Anlagen | | Zuteilungen | | | Durchschnitt |
|---------------------|---------|-------|-------------|----------|-------|---------------|
| | Anzahl | % | Mio. t | Mio. t/a | % | Mio. t/Anlage |
| Energie | 193 | 63,9 | 1,259 | 0,420 | 59,1 | 0,007 |
| Keramik | 73 | 24,2 | 0,579 | 0,193 | 27,2 | 0,008 |
| Papier | 29 | 9,6 | 0,218 | 0,073 | 10,2 | 0,008 |
| Kalk (inkl. Zucker) | 3 | 1,0 | 0,037 | 0,012 | 1,8 | 0,012 |
| Glas | 3 | 1,0 | 0,029 | 0,010 | 1,4 | 0,010 |
| Raffinerie | 1 | 0,3 | 0,008 | 0,003 | 0,4 | 0,008 |
| Gesamt | 302 | 100,0 | 2,131 | 0,710 | 100,0 | 0,007 |

Quellen: DEHSt (2005), Berechnungen des DIW Berlin.

11.4 Zuteilungen nach Zuteilungsregeln

Gemäß der gesetzlich festgelegten Obergrenze sind an 1849 Bestandsanlagen insgesamt 495 Mio. t/a zugeteilt worden. Hierbei handelt es sich zum einen um Anlagen, die bis Ende 2002 in Betrieb genommen worden sind und damit unter § 7 ZuG 2007 fallen, und zum anderen um insgesamt 144 Anlagen, die in den Jahren 2003 und 2004 neu in Betrieb genommen oder erweitert worden und eine Zuteilung nach § 8 erhalten. In 29 Fällen handelt es sich um vollständig neue Anlagen, die zusammen eine Zuteilungsmenge von 13,5 Mio. t bzw. 4,5 Mio. t/a erhalten. Hinzu kommen 115 Kapazitätserweiterungen mit Zuteilungen von zusammen 50,4 Mio. t bzw. 16,8 Mio. t/a. Insgesamt entfallen auf diese zusätzlichen Anlagen und Kapazitätserweiterungen Zuteilungen in Höhe von 21,3 Mio. t/a.

Das Zuteilungsgesetz 2007 enthält darüber hinaus zahlreiche differenzierte Zuteilungsregeln, wobei die Antragsteller eine Reihe von Wahlmöglichkeiten haben. Ein großer Teil der Regeln kann kombiniert in Anspruch genommen werden. Nach Angaben der DEHSt sind von den Unternehmen insgesamt 58 unterschiedliche Regeln und Regelkombinationen beantragt worden.

Tabelle 11-9: Zuteilungen nach Zuteilungsregeln in Mio. t/a

| | Energiebedingt | | | Prozess- bedingt | Zusätzlich | Summe |
|--|----------------------|---------------------|--------|---------------------|------------|-------|
| | ohne Early Action | mit Early Action | gesamt | | | |
| | | § 12 | | | | |
| | | | | § 13 | § 14, § 15 | |
| § 7: Inbetriebnahme bis 31.12.2002 | | | | | | |
| § 7 (1-5) | histor. Emissionen | 241,4 | 96,9 | 338,2 | 56,4 | 394,6 |
| § 7 (10) | Härtefall | 0,3 | 0,0 | 0,3 | 0,1 | 0,4 |
| § 7 (11) | Unzumutb. Härte | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,2 | 0,4 |
| § 7 (12) | Option | 49,9 | 14,3 | 64,2 | 10,6 | 74,8 |
| Summe | | 291,7 | 111,2 | 402,9 | 67,3 | 470,2 |
| § 8: Inbetriebnahme 2003-2004 | | | | | | |
| § 8 (1-5) | angem. Emissionen | 13,6 | | 13,6 | 3,2 | 16,8 |
| § 8 (6) | Option | 4,5 | | 4,5 | 0,1 | 4,5 |
| Summe | | 18,0 | | 18,0 | 3,3 | 21,3 |
| Zusätzlich | | | | | | |
| § 14 | KWK | | | | 2,0 | 2,0 |
| § 15 | Kernenergie | | | | 1,5 | 1,5 |
| Summe | | | | | 3,5 | 3,5 |
| Gesamt | | 309,8 | 111,2 | 421,0 | 70,6 | 495,1 |
| Quellen: DEHSt (2005). Berechnungen des DIW. | | | | | | |

Tabelle 11-9 gibt einen Überblick über die Verteilung der Zuteilungsmengen nach Zuteilungsregeln. Dabei sind gemäß ZuG 2007 Grundregeln der Zuteilung und besondere Zuteilungsregeln zu unterscheiden. Zu den Grundregeln zählen die Zuteilungen nach § 7 (Zuteilung nach historischen Emissionen, Härtefallregeln, Optionsregel) und die Zuteilungen nach § 8 (Zuteilung nach angemeldeten Emissionen, Optionsregel). Die besonderen Zuteilungsregeln umfassen die Regeln für Early Action, prozessbedingte Emissionen, Kraft-Wärme-Kopplung und Kernenergieersatz.

Die Tabelle ist so aufgebaut, dass Doppelzählungen vermieden werden. Die Zeilen für § 7 (10) (erhebliche wirtschaftliche Nachteile) und (11) (unzumutbare Härte) enthalten jeweils nur die zusätzlichen Zuteilungen gegenüber einer Zuteilung nach historischen Emissionen, die in der ersten Zeile ausgewiesen sind. Der Erfüllungsfaktor und die anteiligen Kürzungen sind in den Angaben bereits berücksichtigt.

Die Zuteilungen ohne Inanspruchnahme von Sonderregeln sind in der ersten Spalte aufgeführt (Energiebedingt, ohne Early Action). Davon sind auf Basis der tatsächlichen historischen Emissionen insgesamt Emissionsrechte in Höhe von 241,4 Mio. t/a zugeteilt worden. Auf dieses eigentliche Grundmodell der Allokation entfällt somit weniger als die Hälfte der 495,1 Mio. Emissionsrechte pro Jahr, die an Bestandsanlagen zugeteilt worden sind. Unter Berücksichtigung der Zuteilung nach der Optionsregel und den zusätzlichen Zuteilungen nach den Härtefallregeln erhalten die bis Ende 2002 in Betrieb genommenen Bestandsanlagen Zuteilungen in Höhe von 292 Mio. t/a. Einschließlich der 2003 und 2004 hinzugekommenen Anlagen und Kapazitätserweiterungen (18 Mio. t/a) ergeben sich Zuteilungen, für die keine besonderen Zuteilungsregelungen angerechnet sind, in Höhe von 309,8 Mio. t/a.

Die restlichen Zuteilungen 185,3 Mio. t/a sind aufgrund der genannten vier besonderen Zuteilungsregeln berechnet. Die Zuteilungen nach den besonderen Zuteilungsregeln stimmen in der Größenordnung mit den Schätzungen im Nationalen Allokationsplan überein. Für prozessbedingte Emissionen ergeben sich insgesamt Zuteilungen von 70,6 Mio. t/a. Das Budget für Kraft-Wärme-Koppelung ist gegenüber der Planung im NAP von 1,5 auf 2,0 Mio. t/a erhöht worden. Für den Ersatz von Kernenergie ergeben sich die gesetzlich festgelegten Zuteilungen in Höhe von 1,5 Mio. t/a. Mit 111,2 Mio. t/a liegen die Zuteilungen unter Anrechnung von Early Action hingegen etwas (um 3 Mio. t/a) niedriger als geschätzt.

Die Verteilung der Zuteilungen, bei denen Early Action berücksichtigt ist, nach Bundesländern geht aus Tabelle 11-10 hervor. Gemessen an den Zuteilungsmengen hat die Anrechnung von Early Action demnach in Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt die größte Bedeutung. Auf diese drei Länder entfallen allein 79 % der Early Action-Zuteilungen. Die neuen Bundesländer haben hier insgesamt einen Anteil von 84 %.

Tabelle 11-10: Verteilung der Anlagen und Zuteilungen mit Anerkennung von Early Action nach Bundesländern

| | Anlagen | | Zuteilungen | | | Durchschnitt |
|-------------------------------|---------|-------|-------------|----------|-------|---------------|
| | Anzahl | % | Mio. t | Mio. t/a | % | Mio. t/Anlage |
| Brandenburg | 46 | 11,6 | 142,2 | 47,4 | 42,6 | 3,091 |
| Sachsen | 51 | 12,8 | 90,2 | 30,1 | 27,0 | 1,768 |
| Sachsen-Anhalt | 41 | 10,3 | 30,9 | 10,3 | 9,3 | 0,754 |
| Nordrhein-Westfalen | 58 | 14,6 | 13,3 | 4,4 | 4,0 | 0,229 |
| Berlin | 18 | 4,5 | 8,3 | 2,8 | 2,5 | 0,461 |
| Niedersachsen | 23 | 5,8 | 8,0 | 2,7 | 2,4 | 0,350 |
| Bayern | 31 | 7,8 | 6,7 | 2,2 | 2,0 | 0,216 |
| Thüringen | 30 | 7,6 | 6,6 | 2,2 | 2,0 | 0,219 |
| Schleswig-Holstein | 10 | 2,5 | 6,3 | 2,1 | 1,9 | 0,634 |
| Hamburg | 10 | 2,5 | 5,3 | 1,8 | 1,6 | 0,534 |
| Baden-Württemberg | 26 | 6,5 | 5,2 | 1,7 | 1,6 | 0,201 |
| Rheinland-Pfalz | 14 | 3,5 | 4,7 | 1,6 | 1,4 | 0,333 |
| Hessen | 16 | 4,0 | 2,8 | 0,9 | 0,8 | 0,173 |
| Bremen | 4 | 1,0 | 2,2 | 0,7 | 0,6 | 0,539 |
| Mecklenburg-Vorpommern | 16 | 4,0 | 0,9 | 0,3 | 0,3 | 0,055 |
| Saarland | 3 | 0,8 | 0,2 | 0,1 | 0,0 | 0,052 |
| Alte Bundesländer (o. Berlin) | 195 | 49,1 | 54,6 | 18,2 | 16,4 | 0,280 |
| Neue Bundesländer | 202 | 50,9 | 279,0 | 93,0 | 83,6 | 1,381 |
| Gesamt | 397 | 100,0 | 333,6 | 111,2 | 100,0 | 0,840 |

Quellen: DEHSt (2005), Berechnungen des DIW Berlin.

Nach den Optionsregeln kann für bestehende Anlagen eine Zuteilung nach den Neuanlagenregeln des § 11 ZuG 2007 anstelle der Regeln des § 7 bzw. des § 8 in Anspruch genommen werden. Insgesamt betrifft dies Zuteilungsmengen von 79,3 Mio. t/a.

Hiervon entfallen 74,8 Mio. t/a auf die Optionsregel nach § 7 (12). Diese Zuteilungen sind in Tabelle 11-11 differenziert nach den Bereichen Energie und Industrie dargestellt. Von dieser Wahlmöglichkeit ist für insgesamt 519 Anlagen Gebrauch gemacht worden, davon 381 im Bereich Energie und 138 im Bereich Industrie. Dies sind 28 % aller Anlagen. An den gesamten Zuteilungsmengen hat die Optionsregel nach § 7 einen Anteil von 15 %. Im Energiebereich beträgt dieser Anteil rund 14 % und im Industriebereich 20 %.

Tabelle 11-11: Inanspruchnahme der Optionsregel nach § 7 (12) in den Bereichen Energie und Industrie

| | Energie | Industrie | Gesamt |
|--|---------|-----------|--------|
| Alle Anlagen | | | |
| Anlagen (Anzahl) | 1234 | 615 | 1849 |
| Anlagen (%) | 66,7 | 33,3 | 100,0 |
| Zuteilung (Mio. t/a) | 390,1 | 105,0 | 495,1 |
| Zuteilung (%) | 78,8 | 21,2 | 100,0 |
| § 7 (12) Anlagen | | | |
| Anlagen (Anzahl) | 381 | 138 | 519 |
| Anlagen (%) | 73,4 | 26,6 | 100,0 |
| Zuteilung (Mio. t/a) | 53,8 | 21,0 | 74,8 |
| Zuteilung (%) | 71,9 | 28,1 | 100,0 |
| Anteil an allen Anlagen (%) | 30,9 | 22,4 | 28,1 |
| Anteil an allen Zuteilungen (%) | 13,8 | 20,0 | 15,1 |
| Quelle: DEHSt (2005), Berechnungen des DIW Berlin. | | | |

Tabelle 11-12 und Tabelle 11-13 zeigen die sektorale Struktur der in Anspruch genommenen Zuteilungsregeln. Gemessen an den gesamten Zuteilungen hat die Elektrizitätsversorgung (NACE 40.10) die größte Bedeutung. Im Vergleich zu den Gesamtanteilen der einzelnen Zuteilungsregeln weist dieser Bereich einen relativ hohen Anteil an Early Action auf. Auf diesen Bereich entfällt auch die gesamte Zusatzzuteilung für den Kernenergieersatz. Auch im Bereich der Wärmeversorgung hat Early Action eine relativ hohe Bedeutung, hier hat außerdem auch die Optionsregel ein stärkeres Gewicht. Außerdem haben die KWK-Sonderzuteilungen in der Wärmeversorgung einen relativ hohen Anteil, dies gilt allerdings ebenso für eine Reihe anderer Wirtschaftsbereiche (z.B. Papier, Pappe). Im Bereich Glas, Keramik haben die Regelungen für prozessbedingte Emissionen, Härtefälle und die Optionsregel eine relativ große Bedeutung. Den höchsten Anteil prozessbedingter Emissionen weist der Metallbereich auf. Im Bereich Kokerei, Mineralöl haben ebenfalls prozessbedingte Emissionen einen relativ hohen Anteil, wobei hier zugleich auch eine hohe Inanspruchnahme der Optionsregel zu beobachten ist.

Tabelle 11-12: Zuteilungen nach Wirtschaftsgruppen und Zuteilungsregeln in Mio. t/a

| | Anzahl | § 7 Inbetriebnahme bis einschl. 2002 | | | | | | | § 8 Inbetr. 2003 und 2004 | | | | Zusätzlich | | Gesamt |
|------------------------|--------|--------------------------------------|---------------------|------------------|--------------------|----------------|-------------------|-----------------------|---------------------------|--------------|---------------|-----------------------|------------|-----------------|--------|
| | | Energie, ohne EA | Energie, mit EA §12 | Prozess-bed. §13 | Härte §7 (10) (11) | Option §7 (12) | Option und EA §12 | Option und Proz. bed. | Energie | Prozess-bed. | Option §8 (6) | Option und Proz. bed. | KWK §14 | Kernenergie §15 | |
| Bergbau, Steine, Erden | 11 | 0,2 | 0,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 |
| Nahrung, Genuss, Tabak | 112 | 1,8 | 0,4 | 0,0 | 0,0 | 1,1 | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 3,8 |
| Textil, Leder | 14 | 0,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,3 |
| Holz | 19 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,3 | 0,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,6 |
| Papier, Pappe | 163 | 1,2 | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 4,0 | 1,7 | 0,0 | 0,3 | 0,0 | 1,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 9,3 |
| Kokerei, Mineralöl | 44 | 16,5 | 1,9 | 11,1 | 0,0 | 0,9 | 0,9 | 2,3 | 3,0 | 0,4 | 0,2 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 37,3 |
| Chemie | 91 | 3,4 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 3,5 | 0,8 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 8,2 |
| Gummi-, Kunststoffw. | 15 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,3 |
| Glas, Keramik | 403 | 9,7 | 1,5 | 15,1 | 0,7 | 4,3 | 0,5 | 7,6 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 39,6 |
| Metall | 53 | 5,2 | 1,3 | 21,0 | 0,0 | 0,3 | 0,0 | 0,7 | 1,1 | 1,9 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 31,5 |
| Maschinenbau | 19 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 |
| Fahrzeugbau | 41 | 0,4 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,4 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 |
| Elektrizität | 304 | 191,2 | 81,4 | 6,5 | 0,0 | 26,8 | 6,5 | 0,0 | 8,4 | 0,3 | 1,2 | 0,0 | 1,2 | 1,5 | 325,0 |
| Gas | 52 | 0,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,2 | 0,3 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,7 |
| Wärme | 427 | 8,4 | 6,9 | 0,5 | 0,1 | 5,0 | 2,9 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 1,5 | 0,0 | 0,4 | 0,0 | 25,8 |
| Dienstleistungen | 22 | 0,3 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,4 |
| Ohne Angabe | 59 | 2,4 | 1,5 | 2,2 | 0,0 | 1,8 | 0,2 | 0,0 | 0,2 | 0,7 | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 9,2 |
| Gesamt | 1.849 | 241,4 | 96,9 | 56,4 | 0,8 | 49,9 | 14,3 | 10,6 | 13,6 | 3,2 | 4,5 | 0,1 | 2,0 | 1,5 | 495,1 |

Quellen: DEHSt (2005), Berechnungen des DIW

Tabelle 11-13: Zuteilungen nach Wirtschaftsgruppen und Zuteilungsregeln in %

| | Anzahl | § 7 Inbetriebnahme bis einschl. 2002 | | | | | | | § 8 Inbetr. 2003 und 2004 | | | | Zusätzlich | | Gesamt |
|------------------------|--------|--------------------------------------|---------------------|------------------|--------------------|----------------|-------------------|-----------------------|---------------------------|--------------|---------------|-----------------------|------------|-----------------|--------|
| | | Energie, ohne EA | Energie, mit EA §12 | Prozess-bed. §13 | Härte §7 (10) (11) | Option §7 (12) | Option und EA §12 | Option und Proz. bed. | Energie | Prozess-bed. | Option §8 (6) | Option und Proz. bed. | KWK §14 | Kernenergie §15 | |
| Bergbau, Steine, Erden | 11 | 20,7 | 55,9 | 0,0 | 0,0 | 1,5 | 6,2 | 0,0 | 15,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,3 | 0,0 | 100,0 |
| Nahrung, Genuss, Tabak | 112 | 48,8 | 11,0 | 0,0 | 0,0 | 29,8 | 2,4 | 0,0 | 1,4 | 0,0 | 5,4 | 0,0 | 1,1 | 0,0 | 100,0 |
| Textil, Leder | 14 | 74,7 | 16,3 | 0,0 | 0,0 | 8,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,8 | 0,0 | 100,0 |
| Holz | 19 | 14,1 | 5,1 | 0,0 | 0,0 | 48,5 | 27,4 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 4,9 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 100,0 |
| Papier, Pappe | 163 | 13,1 | 10,5 | 0,0 | 0,0 | 42,5 | 18,7 | 0,0 | 3,1 | 0,0 | 10,8 | 0,0 | 1,3 | 0,0 | 100,0 |
| Kokerei, Mineralöl | 44 | 44,3 | 5,0 | 29,8 | 0,0 | 2,4 | 2,4 | 6,3 | 8,1 | 0,9 | 0,5 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 100,0 |
| Chemie | 91 | 41,8 | 1,5 | 0,0 | 0,0 | 43,2 | 10,4 | 0,0 | 1,5 | 0,0 | 0,4 | 0,0 | 1,2 | 0,0 | 100,0 |
| Gummi-, Kunststoffw. | 15 | 30,6 | 34,1 | 0,0 | 0,0 | 31,3 | 0,0 | 0,0 | 3,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,7 | 0,0 | 100,0 |
| Glas, Keramik | 403 | 24,6 | 3,8 | 38,2 | 1,9 | 10,8 | 1,2 | 19,3 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 100,0 |
| Metall | 53 | 16,4 | 4,2 | 66,6 | 0,0 | 1,0 | 0,1 | 2,1 | 3,5 | 5,9 | 0,0 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | 100,0 |
| Maschinenbau | 19 | 60,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 39,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,5 | 0,0 | 100,0 |
| Fahrzeugbau | 41 | 39,7 | 1,0 | 0,0 | 0,0 | 44,4 | 6,8 | 0,0 | 2,7 | 0,0 | 4,6 | 0,0 | 0,9 | 0,0 | 100,0 |
| Elektrizität | 304 | 58,8 | 25,1 | 2,0 | 0,0 | 8,2 | 2,0 | 0,0 | 2,6 | 0,1 | 0,4 | 0,0 | 0,4 | 0,5 | 100,0 |
| Gas | 52 | 10,5 | 2,4 | 0,0 | 0,0 | 68,2 | 18,9 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 100,0 |
| Wärme | 427 | 32,6 | 26,7 | 2,0 | 0,2 | 19,4 | 11,1 | 0,0 | 0,4 | 0,0 | 6,0 | 0,0 | 1,6 | 0,0 | 100,0 |
| Dienstleistungen | 22 | 64,9 | 6,4 | 0,0 | 0,4 | 18,4 | 0,0 | 0,0 | 8,8 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 1,0 | 0,0 | 100,0 |
| Ohne Angabe | 59 | 26,4 | 16,3 | 24,0 | 0,0 | 20,0 | 2,1 | 0,0 | 1,8 | 7,2 | 1,4 | 0,0 | 0,9 | 0,0 | 100,0 |
| Gesamt | 1.849 | 48,8 | 19,6 | 11,4 | 0,2 | 10,1 | 2,9 | 2,1 | 2,7 | 0,6 | 0,9 | 0,0 | 0,4 | 0,3 | 100,0 |

Quellen: DEHSt (2005), Berechnungen des DIW

11.5 Anteilige Kürzungen

Die beantragte Menge an Emissionsberechtigungen liegt um 14,1 Mio. t oder 2,8 % über dem gesetzlich festgelegten Maximalbudget 495 Mio. t/a. Zur Einhaltung des Maximalbudgets erfolgt daher bei einem Teil der Zuteilungen eine anteilige Kürzung entsprechend § 4 (4) ZuG 2007 (vgl. Abschnitt 8.4 und DEHSt 2004b). Dieser Kürzungsfaktor beträgt 0,9538. Hiervon sind die energiebedingten Emissionen ohne Early Action nach § 7 betroffen. Sie sind deshalb auf 291,7 Mio. t/a gekürzt worden (vgl. Tabelle 11-9).

Außer im Fall der Optionsregel nach § 7 (12) ist für Anlagen, die unter § 7 fallen die Anrechnung des gesetzlichen Erfüllungsfaktors von 0,9709 zu beachten. Bei Anlagen, bei denen sowohl der Erfüllungsfaktor als auch die anteilige Kürzung vollständig zum Tragen kommen, ergibt sich eine gesamte Kürzung um einen Faktor von 0,926 bzw. um 7,4 %.

Für die gesamte Kürzung ergibt sich die in Tabelle 11-14 dargestellte Verteilung. Danach sind rund 30 % der Anlagen von der maximalen Kürzung betroffen, während rund 20 % von keiner Kürzung betroffen sind. Für knapp die Hälfte aller Anlagen resultiert eine Kürzung, die geringer ist als die maximale Kürzung.

Tabelle 11-14: Verteilung der Kürzungen auf Anlagen

| Kürzungen um ... | Anlagen | |
|----------------------|---------|-------|
| | Anzahl | % |
| 0 % | 378 | 20,4 |
| 0 - 2 % | 112 | 6,1 |
| 2 - 4 % | 150 | 8,1 |
| 4 - 6 % | 387 | 20,9 |
| 6 - 7,4 % | 259 | 14,0 |
| 7,4 % | 563 | 30,4 |
| Gesamt | 1849 | 100,0 |
| Quelle: DEHSt (2005) | | |

11.6 Literatur

- BMU 2004: Änderungen des Nationalen Allokationsplans (NAP) durch das NAP-G. Stand: 27. April 2004. <http://www.bmu.de/emissionshandel>.
- Bundesregierung 2004a: Nationaler Allokationsplan (NAP) für die Bundesrepublik 2005-2007, Beschluss des Bundeskabinetts vom 31.3.2004.
- DEHSt 2004a: Emissionshandel in Deutschland: Verteilung der Emissionsberechtigungen für die erste Handelsperiode 2005-2007. Daten und Fakten zur Zuteilung der Emissionsberechtigungen an 1.849 Anlagen. Redaktionsschluss: 20.12.2004.
- DEHSt 2004b: Anwendung und Berechnung der anteiligen Kürzung der Zuteilungsmengen für die erste Zuteilungsperiode nach § 4 Absatz 4 ZuG 2007. Dezember 2004.
- DEHSt 2005: Interne Auswertung des Zuteilungsverfahrens. Stand 21.3.2005 Auswertung des Zuteilungsverfahrens 2005 – 2007. - Aktualisierung des Berichts vom 20.12.2005 und Anlagenliste mit Angaben zur Sektorzugehörigkeit (NACE-Code)
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften 2004a: Entscheidung der Kommission vom 29. Januar 2004 zur Festlegung von Leitlinien für Überwachung und Berichterstattung betreffend Treibhausgasemissionen gemäß der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates (Bekannt gegeben unter Aktenzeichen K(2004) 130) (2004/156/EG). Amtsblatt der Europäischen Union 26.2.2004 L 59/1. Sowie: Berichtigung der Entscheidung der Kommission vom 29. Januar 2004 zur Festlegung von Leitlinien für Überwachung und Berichterstattung betreffend Treibhausgasemissionen gemäß der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates (Amtsblatt der Europäischen Union L 59 vom 26. Februar 2004). Amtsblatt der Europäischen Union 12.5.2004 L 177/4.
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften 2004b: Verordnung (EG) Nr. 2216/2004 der Kommission vom 21. Dezember 2004 über ein standardisiertes und sicheres Registrierungssystem gemäß der Richtlinie 2003/87/EG des Europäischen Parlaments und des Rates sowie der Entscheidung 280/2004/EG des Europäischen Parlaments und des Rates. Amtsblatt der Europäischen Union 29.12.2004 L 386/1.
- Schafhausen, F.J. 2004: Der Markt für CO₂-Zertifikate. In: Zeitschrift für Energiewirtschaft 28 (2004) 4 S. 239-452.
- Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (TEHG): Gesetz zur Umsetzung der Richtlinie 2003/87EG über ein System für den Handel mit Treibhausgas-Emissionszertifikaten in der Gemeinschaft vom 8.7.2004, BGBl. I Nr. 35 vom 14.7.2004.
- Zuteilungsgesetz 2007 (ZuG 2007): Gesetz über den nationalen Zuteilungsplan für Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 vom 26.8.2004, BGBl. I Nr.45, S. 2211-2222.
- Zuteilungsverordnung 2007 (ZuV 2007): Verordnung über die Zuteilung von Treibhausgas-Emissionszertifikaten in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 vom 31.8.2004, BGBl. I Nr. 46 S. 2255-2272.

12 Interaktion mit anderen Instrumenten (DIW Berlin, Öko-Institut, ISI)

12.1 Vorbemerkungen (DIW Berlin)

Der europäische Emissionshandel ist ein Element im Rahmen der umfassenderen europäischen und deutschen Klimaschutzstrategie (vgl. Kapitel 2). Das gesamte Maßnahmenbündel umfasst weitere ökonomische und fiskalische Instrumente, Verpflichtungserklärungen, ordnungsrechtliche Regulierungen, Informations- und Bildungsmaßnahmen, Förderung von Forschung und Entwicklung sowie andere Maßnahmen, z.B. zum Abbau von administrativen Hemmnissen.

Gelegentlich wird gefordert, nach Einführung des Emissionshandels andere Instrumente des Klimaschutzes abzuschaffen. Ein einzelnes Instrument wie der Emissionshandel reicht aber unter realistischen Bedingungen zur Erreichung der Klimaschutzziele allein nicht aus. Eine Kombination von mehreren Instrumenten bzw. Maßnahmen ist u.a. sinnvoll, um zielgruppenspezifische Hemmnisse umweltverträglichen Verhaltens berücksichtigen zu können. Außerdem hängt die Praktikabilität bei der Anwendung eines Instruments von den konkreten Bedingungen in den betroffenen Wirtschaftsbereichen ab. Dies gilt ebenso für Transaktionskosten. Darüber hinaus sind überlappende Ziele z.B. der Klima- und Technologiepolitik zu beachten, die eine Kombination von unterschiedlichen Maßnahmen begründen können. Vor allem aus der Tatsache, dass der europäische Emissionshandel zumindest anfänglich ein partielles Handelssystem darstellt, das nicht alle Treibhausgase und Emittentengruppen erfasst, ergibt sich die Notwendigkeit dieses Instrument mit anderen Instrumenten zu kombinieren.

Bei der Gestaltung konkreter umweltpolitischer Maßnahmen sind generell die Kriterien der ökologischen Effektivität, der ökonomischen Effizienz, der Praktikabilität, der politischen Durchsetzbarkeit sowie der Systemkonformität zu berücksichtigen. Dies schließt auch Gerechtigkeitsfragen und Aspekte der Wettbewerbsfähigkeit ein. Diese Kriterien müssen im Fall von kombinierten Instrumenten nicht nur hinsichtlich einer Einzelmaßnahme, sondern für das gesamte Maßnahmenbündel erfüllt sein. Dies erfordert insbesondere eine ausreichende Abstimmung zwischen unterschiedlichen Instrumenten, die gleichzeitig eingesetzt werden.

In diesem Kapitel werden Wechselwirkungen zwischen dem Emissionshandel und anderen politischen Instrumenten in Deutschland näher untersucht. Von besonderer Bedeutung sind hierbei die ökologische Steuerreform, das Kraft-Wärme-Kopplungs-Gesetz und das Erneuerbare-Energien-Gesetz. Darüber hinaus sind hier auch ordnungsrechtliche Instrumente zu betrachten, die in Wechselwirkung mit dem Emissionshandel stehen. Dabei ist jeweils von Interesse, ob sich diese Instrumente gegenseitig ersetzen oder ergänzen, wie sie zusammenwirken und wie der kombinierte Instrumenteneinsatz gegebenenfalls besser aufeinander abgestimmt werden kann.

12.2 Ökologische Steuerreform (DIW Berlin)

Am 01.04.1999 wurde in Deutschland eine ökologische Steuerreform eingeführt. Im Zuge dieser Reform wurden seit dem 1.4.1999 in Deutschland in fünf Schritten die Mineralölsteuersätze für Kraftstoffe, Gas und Heizöl erhöht sowie eine Stromsteuer eingeführt und erhöht.¹¹⁰ Damit soll ein Anreiz zum Energiesparen und zur rationellen Energieverwendung gegeben sowie erneuerbare Energien gefördert werden, um die Umweltbelastung zu reduzieren und natürliche Ressourcen zu schützen.

Die Mehreinnahmen aus der Erhöhung der Energiesteuern wurden überwiegend für Leistungen des Bundes an die Gesetzliche Rentenversicherung (GRV) verwendet, um die Rentenversicherungsbeiträge und damit die Abgabenbelastung der Arbeitseinkommen zu senken und die Rahmenbedingungen für den Arbeitsmarkt zu verbessern.

Im folgenden Abschnitt wird das Verhältnis des Emissionshandels zur ökologischen Steuerreform (ÖSR) in Deutschland diskutiert. Dabei wird folgenden Fragen nachgegangen:

1. Macht der Emissionshandel die ökologische Steuerreform überflüssig?
2. Ist die gleichzeitige Erhebung von Lenkungsabgaben und Emissionszertifikaten ineffizient, d.h. erhöht sie die Kosten der Erreichung eines vorgegebenen Klimaziels?
3. Führt der gemeinsame Einsatz von Emissionshandel und ÖSR zu Doppelbelastungen für Energienutzer?

Jede dieser Fragen kann unter verschiedenen Aspekten diskutiert werden. Erstens, aus theoretischer Sicht. Hier wären die idealtypischen Eigenschaften der beiden Instrumente zu untersuchen. Zweitens, in einer positiven Analyse, bei der die gegenwärtige Ausgestaltung des Instrumenteneinsatzes im Mittelpunkt steht. Und drittens, in einer normativen Analyse, bei der die „optimale“ Gestaltung von Maßnahmen im Mittelpunkt steht. Hier stehen der zweite und dritte Aspekt im Mittelpunkt. Dennoch soll eine kurze theoretische Betrachtung zum Verhältnis von Umweltabgaben und Emissionshandel vorangestellt werden, um grundsätzliche Wirkungsmechanismen zu erläutern, die für die praktischen Überlegungen notwendig sind.

12.2.1 Stilisierte Betrachtung des Verhältnisses von Emissionshandel und Umweltsteuern

Um das Verhältnis von Emissionshandel und Umweltsteuern zu analysieren, werden zunächst einige stilisierte Überlegungen unter stark vereinfachenden Annahmen durchgeführt. Dabei wird unterstellt,

- dass beide Maßnahmen an der gleichen „Bemessungsgrundlage“ ansetzen, also z.B. die gleichen CO₂-Emissionen regulieren und

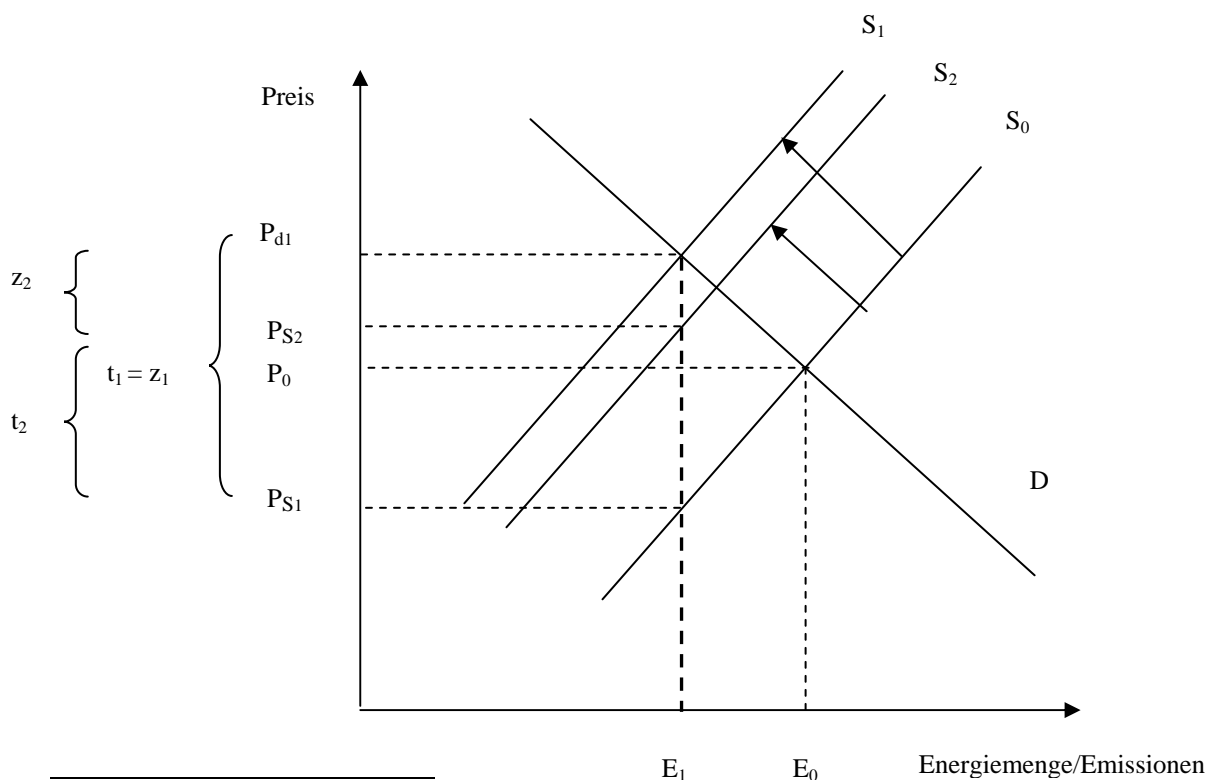
¹¹⁰ Bisher gab es drei Gesetzespakete: Gesetz zum Einstieg in die ökologische Steuerreform vom 24.3.1999. Bundesgesetzblatt I 1999, S. 378; Gesetz zur Fortführung der ökologischen Steuerreform vom 16.12.1999. Bundesgesetzblatt I 1999, S. 2432; Gesetz zur Fortentwicklung der ökologischen Steuerreform vom 23.12.2002. Bundesgesetzblatt I 2002, S. 4602. Eine kompakte Übersicht gibt BMU (2004).

- dass es nur einen fossilen Energieträger gibt, so dass die Emissionen proportional zur nachgefragten Menge des Energieträgers sind.

In diesem Fall kann das Verhältnis der Instrumente in der Abbildung 12-1 illustriert werden. Die Kurven S und D stellen Angebot und Nachfrage nach fossilen Energieträgern (bzw. den dazu proportionalen CO₂-Emissionen) dar. Sofern weder Steuern erhoben noch Emissionshandel eingeführt werden, stellt sich ein Marktgleichgewicht ein, das mit Emissionen in Höhe von E_0 und einem Energiepreis von P_0 verbunden ist. Würde allein eine Steuer auf fossile Energieträger in Höhe $t_1 = P_{d1} - P_{s1}$ erhoben, so verschiebt sich die Angebotskurve nach oben, der Marktpreis steigt und die Emissionen sinken auf E_1 . Würde hingegen (ausschließlich) eine Mengenbeschränkung für Emissionen auf E_1 eingeführt, so würde sich ein Zertifikatspreis z_1 in Höhe der Differenz der Zahlungsbereitschaft der Nachfrager P_{d1} und dem Angebotspreis P_{s1} bei der Menge E_1 einstellen. Beide Instrumente würden beim angestrebten Ziel E_1 zu Belastungen in der gleichen Höhe führen (Steuersatz $t_1 =$ Zertifikatspreis z_1).

Man nehme nun an, dass eine Emissionssteuer in Höhe von $t_2 = P_{s2} - P_{s1}$ und eine Mengenbeschränkung auf E_1 kombiniert wird. Die Angebotskurve verschiebt sich diesmal nach oben zu S_2 , so dass die Menge E_1 zum Preis P_{s2} angeboten wird. Der Preis der Emissionsrechte würde sich dann in Höhe der Differenz $z_2 = P_{d1} - P_{s2}$ ergeben.¹¹¹ Die Summe aus Steuer und Zertifikatspreis ($t_2 + z_2$) würde wieder $P_{d1} - P_{s1}$ betragen, also genau so hoch sein, wie der Zertifikatspreis alleine in der Situation ohne Steuern.

Abbildung 12-1: Idealtypische Wechselwirkung von Emissionshandel und Umweltsteuer



¹¹¹ Dies gilt nur so lange, wie die Mengenbeschränkung des Emissionshandels greift. Wird die Mengenreduktion allein durch die Ökosteuern erreicht, so sinkt der Zertifikatspreis auf Null und das Emissionsniveau wird durch die Höhe des Steuersatzes bestimmt.

Die Erklärung hierfür ist, dass sich der Zertifikatspreis jeweils in Höhe der Differenz zwischen der Zahlungsbereitschaft der Konsumenten¹¹² und dem Marktpreis (inklusive aller Steuern) bei der vorgegebenen Menge ergibt. Die Ökosteuer erhöht den Marktpreis und senkt so den Preis der Emissionsrechte. Gleichzeitig wird deutlich, dass die Kombination der beiden Instrumente in diesem Rahmen zu keiner Verringerung der Emissionen führt. Wird die Ökosteuer so hoch angesetzt, dass die Menge auf weniger als E_1 sinkt, so verliert der Zertifikatshandel seine Wirksamkeit und die Zertifikate ihren Wert. Ist die Ökosteuer geringer, so verliert sie ihre Lenkungswirkung, da die Menge E_1 allein durch den Emissionshandel erreicht wird.

In der Realität sind die vereinfachenden Annahmen der vorausgegangenen Analyse allerdings auf vielfache Weise verletzt. Im Kontext der ökologischen Steuerreform und des europäischen Emissionshandels sind die folgenden Aspekte besonders relevant:

- Sowohl die ökologische Steuerreform als auch der europäische Emissionshandel sind *partielle Systeme*, d.h. sie decken nicht den gesamten Energieverbrauch bzw. alle CO₂-Emissionen ab. Das EU-ETS bezieht sich auf den Teil der CO₂-Emissionen der EU-Mitgliedstaaten, die in größeren Anlagen erzeugt werden, die mit wenigen Ausnahmen der Energiewirtschaft und der Industrie angehören. Emissionen von kleineren Anlagen, z.B. der privaten Haushalte oder im Verkehrsbereich, werden nicht einbezogen. Die Ökosteuern erfassen grundsätzlich alle deutschen Verbraucher unabhängig von ihrer Größe. Sie weist jedoch Lücken bezüglich der Energieträger auf, so bleibt v.a. Kohle unbesteuert.¹¹³ Ein Teil der Energieverbräuche wird daher nur von dem einen oder anderen Instrument erfasst, andere wiederum von allen beiden.
- Emissionshandel und Ökosteuern haben unterschiedliche Bemessungsgrundlagen. Der Emissionshandel bezieht sich auf die CO₂-Emissionen und erfasst somit grundsätzlich alle fossilen Energieträger. Die deutschen Ökosteuern werden als *Endenergiesteuer* auf den Energieverbrauch erhoben. Inputs zur Energieumwandlung werden von der Ökosteuer befreit, Strom als Endenergieträger direkt besteuert.
- Im Rahmen der ökologischen Steuerreform werden die Energieverbräuche je nach Nutzer unterschiedlich besteuert. Zum einen werden dem produzierenden Gewerbe reduzierte Steuersätze eingeräumt, zum anderen können besonders energieintensive Unternehmen des produzierenden Gewerbes im Rahmen des so genannten Spitzenausgleichs Steuerrückerstattungen beantragen. Dies führt dazu, dass sowohl der Durchschnitts- als auch der Grenzsteuersatz zwischen verschiedenen Nutzern variiert.

Diese Abweichungen haben zwei wesentliche Konsequenzen:

- Sie führt tendenziell dazu, dass die von den Ökosteuern induzierten Emissionsminderungen im Emissionshandelsbereich nicht hoch genug ausfallen, um den Zertifikats-

¹¹² Die Zahlungsbereitschaft wird durch den jeweiligen Punkt auf der Nachfragekurve repräsentiert, bei der Menge E_1 wäre sie P_{d1} .

¹¹³ Allerdings ist geplant, im Rahmen der Umsetzung der EU-Energiesteuer-Richtlinie ab 2006 eine Kohlesteuer einzuführen und so eine wesentliche Lücke zu schließen.

preis in Höhe der Ökosteuern zu senken. Der wichtigste Grund hierfür ist, dass europaweit alle Teilnehmer am Emissionshandel vom (im Vergleich zu einer Situation ohne die ÖSR) niedrigeren Zertifikatspreis profitieren.¹¹⁴ Hinzu kommt, dass die Ökosteuern bezüglich der CO₂-Minderung nicht so effizient wie der CO₂-Handel, da derzeit nicht alle Energieträger in die Besteuerung einbezogen sind, als Bemessungsgrundlage der Energiegehalt und nicht der Kohlenstoffgehalt gewählt wurde und die Ökosteuern als Endenergiesteuern erhoben werden.¹¹⁵

- Die (marginalen und durchschnittlichen) Belastungen durch Emissionshandel und Ökosteuern werden zwischen Verbrauchern und Energieträgern variieren, je nachdem, von welchem Instrument sie erfasst werden und welcher Steuersatz der Ökosteuer wirksam wird. Dadurch wird kein Grenzkostenausgleich zwischen allen Energieverbrauchern hergestellt.

Vor diesem Hintergrund werden in den folgenden Abschnitten die eingangs gestellten Fragen diskutiert.

12.2.2 Macht der europäische Emissionshandel die ökologische Steuerreform überflüssig?

Die ökologische Steuerreform verfolgt zwei grundlegende Ziele. Zum einen soll durch die Erhebung von Lenkungssteuern ein Anreiz gegeben werden, den Energieverbrauch und die damit verbundenen Emissionen zu reduzieren. Zum anderen sollen mit den Ökosteuern zusätzliche Einnahmen erzielt werden. Diese Einnahmen fließen zum weitaus größten Teil an die gesetzliche Rentenversicherung, um die Beitragssätze zu reduzieren. Dadurch soll ein Hindernis für die Schaffung zusätzlicher Arbeitsplätze beseitigt werden. Im Folgenden wird argumentiert, dass der europäische Emissionshandel in seiner gegenwärtigen Ausgestaltung die ökologische Steuerreform bezüglich keines der beiden Ziele ersetzen kann.

12.2.2.1 Lenkungswirkung des europäischen Emissionshandels

Man könnte zum einen argumentieren, der Emissionshandel ersetzt die Ökosteuern in ihrer Lenkungswirkung, wenn die Annahmen der Argumentation in Abschnitt 12.2.1 gegeben wären. Der Emissionshandel bestimmt dann die Emissionsmenge und eine Reduktion der Steuer führt nur zu einem Anstieg des Zertifikatspreises, nicht aber der Emissionen. Dies würde unter anderem erfordern, dass Emissionshandel und Ökosteuern die gleichen Energieverbräuche bzw. Emissionen regulieren. Dies ist jedoch nicht der Fall: Der Emissionshandel erfasst nur

¹¹⁴ Dies gilt grundsätzlich für alle Maßnahmen in Deutschland und in den anderen europäischen Mitgliedsstaaten, die eine Reduktion der vom EU-ETS erfassten Emissionen herbeiführt. Insofern kann nicht a priori gesagt werden, ob die deutsche Industrie auf diesem Weg zusätzlich belastet oder entlastet wird.

¹¹⁵ Allerdings ist zu betonen, dass Effizienz immer bezüglich eines Zieles definiert ist. Es ist gut begründbar, den Energiegehalt als Bemessungsgrundlage zu wählen, wenn nicht allein auf die CO₂-Minderung abgestellt wird, sondern weitere Externalitäten der Energiegewinnung und des Energieverbrauchs (z.B. Luftverschmutzung durch SO₂ oder Rußpartikel) oder der Ressourcenschutz in Betracht gezogen werden.

diejenigen Emissionen, die in Anlagen entstehen, die in Annex I der Emissionshandelsrichtlinie beschrieben sind. Hierbei handelt es sich überwiegend um Industrieanlagen und den Bereich der fossilen Stromerzeugung, die in der Basisperiode 2000-2002 zusammen etwa 58% der deutschen CO₂-Emissionen verursacht haben. Von den Ökosteuern hingegen wird der Verbrauch von Mineralölprodukten und Strom sowohl in der Industrie als auch im Verkehrsbereich, bei Haushalten und Kleinverbrauchern erfasst. Um die Lenkungswirkung der Ökosteuern zu ersetzen müsste das Emissionshandelssystem auch auf diese Bereiche ausgedehnt werden. In einem downstream-System, wie es das EU-ETS gegenwärtig darstellt, erscheint eine Ausweitung auf diese Gruppen allerdings nicht praktikabel. Sollen diese Energieverbräuche einbezogen werden, so müsste daher das Emissionshandelssystem um entsprechende Upstream-Elemente ergänzt werden.¹¹⁶ Damit ist jedoch zumindest kurzfristig nicht zu rechnen.

Eine andere Argumentationslinie könnte lauten, dass die Klimaziele Deutschlands mit Hilfe des Emissionshandels auch ohne die ÖSR erreicht werden können. Ein Blick auf die Entwicklung der THG-Emissionen in Deutschland und die dem ET-Sektor im Rahmen des NAP zugestanden Emissionen zeigt, dass dies nicht der Fall ist (vgl. Kapitel 7). Es bleibt noch großer Handlungsbedarf in den Nicht-ET-Sektoren, selbst wenn man die Wirkungen der Ökosteuern berücksichtigt. Dieser würde durch den Wegfall der ÖSR noch erheblich größer.

Insgesamt ist daher offensichtlich, dass der Emissionshandel die ökologische Steuerreform in ihrer Lenkungswirkung zumindest kurzfristig nicht ersetzen kann. Dies würde erforderlich machen, dass das EU-ETS auf die Energieverbräuche ausgedehnt wird, die gegenwärtig nur von der ÖSR erfasst werden. Da dies kurzfristig nicht zu erwarten ist, und kein anderer Ersatz für die ÖSR sichtbar ist, ist in den kommenden Jahren von einer Koexistenz der Instrumente auszugehen. Daher ist zu fragen, wie Emissionshandel und ÖSR in den Überlappungsbereichen zusammenwirken und ob hier Reformbedarf besteht. Dieser Frage wird in den Abschnitten 12.2.3 und 12.2.4 nachgegangen.

12.2.2.2 Erzielung von Staatseinnahmen im EU-ETS

Ein erklärtes Ziel der ÖSR ist es, zusätzliche Staatseinnahmen zu erzielen, mit denen versicherungsfremde Leistungen in der Rentenversicherung finanziert werden. Grundsätzlich können auch in einem Emissionshandelssystem zusätzliche Staatseinnahmen generiert werden, wenn die Erstaussstattung an Emissionshandelsrechten versteigert wird. Nach der EU-Richtlinie ist diese Möglichkeit jedoch deutlich beschränkt. In der ersten Handelsperiode von 2005 bis 2007 dürfen höchstens 5 Prozent, in der zweiten Handelsperiode von 2008 bis 2012 höchstens 10 Prozent der Gesamtmenge an Emissionsrechten versteigert werden. Politisch wurde in Deutschland sogar bereits erklärt, dass bis einschließlich 2012 eine kostenlose Vergabe der Emissionszertifikate erfolgt. Für spätere Handelsperioden wurde bisher weder von der EU noch von der Bundesregierung eine Festlegung vorgenommen. Nach einer aktuellen Schätzung des Bundesfinanzministeriums (BMF 2005) werden im Jahr 2007 mit Ökosteuern

¹¹⁶ Dies wird gegenwärtig v.a. für den Verkehrsbereich diskutiert. Vgl. z.B. Ewringmann, et al. (2005).

rund 18,7 Mrd. Euro Mehreinnahmen erzielt, wovon 16,1 Mrd. Euro an die gesetzliche Rentenversicherung fließen sollen.¹¹⁷ Ein Betrag ähnlicher Größenordnung könnte durch den Emissionshandel bei seinem gegenwärtigen Zuschnitt nicht erzielt werden.

Aus zwei weiteren Gründen wäre ein Ersatz der Ökosteuern durch den Emissionshandel als Finanzierungsinstrument problematisch. Zum einen ist gegenwärtig nicht mit Sicherheit geklärt, ob die Einnahmeerzielung auf diesem Weg und deren Verwendung als allgemeine Haushaltsmittel verfassungsrechtlich überhaupt zulässig wäre.¹¹⁸ Zum anderen müsste die Frage untersucht werden, ob auf diesem Weg stabile Einnahmen zu erzielen sind. Erhebliche Unsicherheit entsteht dadurch, dass der Preis der Zertifikate mit den Preisen der Energieträger schwankt. Je höher die Energiepreise, desto niedriger die Zertifikatspreise.¹¹⁹ Das bedeutet jedoch, dass eine zuverlässige Einnahmenplanung nur schwer möglich ist und Einnahmen aus dem Emissionshandel nur begrenzt stabile Steuereinnahmen ersetzen können.

Grundsätzlich bestünde natürlich die Möglichkeit, Einnahmeausfälle bei der ÖSR durch andere Steuern auszugleichen, z.B. durch eine Erhöhung der Mehrwertsteuer. Allerdings ist zu betonen, dass sich in der ökonomischen Literatur die Ansicht durchgesetzt hat, dass es vorteilhaft ist, wenn mit umweltpolitischen Lenkungsinstrumenten gleichzeitig Einnahmen erzielt werden. Diese Einnahmen ermöglichen es, bestehende verzerrende Steuern oder Abgaben zu senken und auf diese Art die gesellschaftlichen Kosten zu senken.¹²⁰ Auch wäre eine solche Änderung der Finanzierungsstruktur mit erheblichen Umverteilungseffekten verbunden. Gegenwärtig werden beide Gruppen, sowohl die Wirtschaft als auch die Konsumenten, in annähernd gleich großem Umfang durch Ökosteuern belastet wie sie durch die Reduktion ihrer Sozialversicherungsbeiträge entlastet werden. Bei einem Ersatz des Ökosteueraufkommens z.B. durch höhere Mehrwertsteuer würde die direkte Belastung alleine auf die privaten Haushalte fallen. Dies würde zu wirtschaftlichen Anpassungsprozessen führen, die mit erheblichen Reibungsverlusten verbunden sein können.

12.2.3 Ist die gleichzeitige Erhebung von Lenkungsabgaben und Emissionszertifikaten ineffizient?

In der ökonomischen Theorie wird ein Instrumentarium (oder Maßnahmenbündel) als effizient bezeichnet, wenn es das angestrebte Ziel zu den geringst möglichen gesamtwirtschaftlichen Kosten bzw. Wohlfahrtsverlusten erreicht. Dazu ist es notwendig, dass die Grenzkosten der Vermeidung zwischen allen Emittenten angeglichen werden.¹²¹

¹¹⁷ Vgl. dazu auch Bach (2005).

¹¹⁸ Vgl. dazu Ewringmann, et al. (2005, Kap. 7.3), die allerdings „keine unüberwindlichen verfassungsrechtlichen Probleme“ bezüglich der Verwendung der mit einer Versteigerung einhergehenden Erlöse sehen.

¹¹⁹ Vgl. dazu die Argumentation in Abschnitt 12.2.1. Eine Erhöhung der Preise der Energieträger wirkt hier ähnlich wie die Erhöhung von Steuern.

¹²⁰ Parry, Williams and Goulder (1999).

¹²¹ Es gibt zahlreiche, durchaus realitätsnahe Umstände (z.B. das Vorliegen weiterer Externalitäten), die ein Abweichen von dieser Grundregel rechtfertigen. Ferner ist zu beachten, dass die ökologische Steuerreform umfassendere Ziele als der Emissionshandel verfolgt. Dennoch dient die beschriebene Regel als Ausgangspunkt, und Abweichungen davon sind im Einzelfall zu begründen.

Um diesen Grenzkostenausgleich beim gleichzeitigen Einsatz von Emissionshandel und Umweltsteuern (oder anderen Regulierungen) zu erreichen, müsste der Vermeidungsanreiz in den Bereichen, die nur von den Ökosteuern oder dem Emissionshandel erfasst werden, gleich hoch sein und in Überlappungsbereichen dürfte keine erhöhte Belastung entstehen. Es ist offensichtlich, dass diese Idealforderungen in der Realität nie erfüllt sein werden. Aus verschiedenen Gründen (z.B. der historischen Entwicklung, der Berücksichtigung weiterer Politikziele oder der Einflussnahme von Lobbygruppen) weist wohl jeder Regulierungsbereich in Deutschland teilweise erhebliche Unterschiede in der marginalen Belastung auf. Dies kann teilweise sogar aus Effizienzgründen gerechtfertigt sein, z.B. wenn weitere Verzerrungen oder Marktversagen vorliegen. I.d.R. dominieren aber politische Erwägungen, historische Entwicklungen und Aspekte der Durchsetzbarkeit. Insofern sind diese theoretischen Idealforderungen in der Realität mit Augenmaß anzuwenden, um nicht im Klimaschutz Maßstäbe anzulegen, die vermutlich in keinem anderen Bereich erfüllt sind.

Die erste Bedingung, der Ausgleich der Grenzkosten der Benutzer, die nur einem der beiden Instrumente unterliegen, würde erfordern, dass die Grenzbelastung der Ökosteuern und der Zertifikatspreis gleich hoch sind.¹²² Wenn die Gesamtmenge an Emissionsrechten oder der Steuersatz der Ökosteuern nicht auf dem optimalen Niveau festgelegt werden, kommt es zwangsläufig zu Abweichungen der Vermeidungskosten zwischen dem ET-Bereich und den sonstigen Emittenten. Um dieses Optimum zu bestimmen, müssten die Regierungen nicht nur die Grenzvermeidungskostenkurven der Emittenten außerhalb des ET-Sektors, sondern auch den künftigen internationalen Zertifikatspreis kennen. Da dieser Preis grundsätzlich unbekannt ist, von Entscheidungen und Entwicklungen in anderen EU-Ländern abhängt und im Zeitablauf schwanken kann, ist daher stets mit Ineffizienzen zu rechnen. Selbst ohne diese Unsicherheit kann bezweifelt werden, ob aus den politischen Verhandlungsprozessen über den NAP kosteneffiziente Mengenziele hervorgehen.¹²³ Nur wenn ein einzelnes Instrument (der Emissionshandel oder die Ökosteuern) auf alle relevanten Emissionen ausgedehnt würde, könnte man diese Quelle für Ineffizienzen ausschließen. Solange dies nicht getan wird, ist die Kombination von Ökosteuern und Emissionshandel am ehesten dazu geeignet, die Effizienzverluste zu minimieren, da es sich um zwei marktwirtschaftliche Instrumente handelt, die grundsätzlich geeignet sind, den Grenzkostenausgleich zwischen den Emittenten ihres Anwendungsbereichs herbeizuführen.¹²⁴

Als zweite Bedingung ist zu vermeiden, dass sich in den Bereichen, in denen sowohl der Emissionshandel als auch Ökosteuern zum Tragen kommen, nennenswerte (Grenz-)Be-

¹²² Im strengen Sinn ist dies problematisch, da die beiden Instrumente verschiedene Bemessungsgrundlagen haben; man kann jedoch einen pragmatischen Vergleich durchführen, indem z.B. der Satz der Ökosteuer mit Bezug zu den induzierten Emissionen umgerechnet wird. Vgl. z.B. Kohlhaas, Meyer (2005).

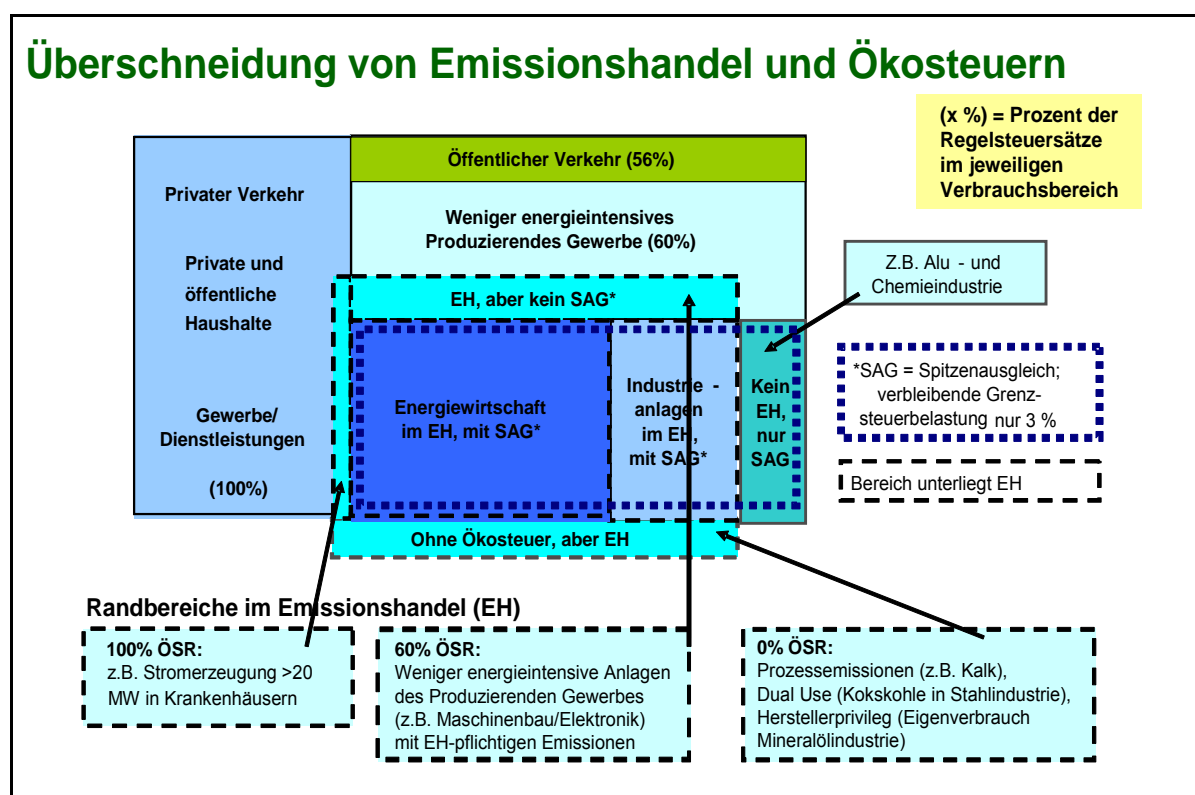
¹²³ Böhringer, Hoffmann, de Lara Penate (2005) untersuchen die Effizienzverluste in Abhängigkeit von der Aufteilung der Emissionsrechte (bzw. Minderungsverpflichtungen) zwischen dem ET-Sektor und dem Rest der Ökonomie und zeigen, dass eine falsche Aufteilung zu erheblichen Kostensteigerungen führen können. Vgl. dazu Kapitel 13.4.

¹²⁴ Sofern die CO₂-Minderung als primäres Ziel verfolgt wird, sollten dabei die Ökosteuern konsequenter im Verhältnis zum Kohlenstoffgehalt der Energieträger bzw. der damit verbundenen Emissionen festgesetzt werden.

lastungen addieren. Dies würde dazu führen, dass die Grenzkosten für Emissionen im Überlappungsbereich höher ausfallen als außerhalb und ein Grenzkostenausgleich verhindert wird. Dies verursacht umso größere Effizienzverluste, je höher die Preiselastizität in dem entsprechenden Bereich.

Die Frage, in welchen Bereichen dies auftreten kann, soll anhand der Abbildung 12-2 diskutiert werden. Darin wird zum einen für alle Bereich der Volkswirtschaft angegeben, welcher Grenzsteuersatz (gemessen als Anteil der Regelsteuersätze) in den einzelnen Bereichen zum Tragen kommt und somit wie hoch der Anreiz zur Energieeinsparung durch die ÖSR ist. Zum anderen werden grob gestrichelt die Bereiche markiert, die dem Emissionshandel unterliegen.

Abbildung 12-2: Überschneidung von Emissionshandel und Ökosteuern



Quelle: Förderverein Ökologische Steuerreform (2004)

Diese Abbildung veranschaulicht u.a. folgende Sachverhalte:

- Der Emissionshandel konzentriert sich auf Anlagen der Energiewirtschaft und der Industrie. Ein großer Teil der Emissionen, v.a. in den Bereichen private Haushalte, Verkehr sowie Gewerbe, Dienstleistungen und Handel, (aber auch der Anteil der Emissionen in Energiewirtschaft und Industrie, die außerhalb von Anlagen gemäß Annex I der Emissionshandelsrichtlinie entstehen), wird vom Emissionshandel nicht erfasst. Um Effizienz herzustellen, müssten für diese vom Emissionshandel nicht erfassten Bereiche die Sätze der Ökosteuer dem Zertifikatspreis entsprechen. Da die Zertifikatspreise im Zeitablauf schwanken können, ist diese Forderung selbst im Idealfall nur annähernd zu erfüllen.

- Weiterhin zeigt die Grafik, dass die Nicht-ET-Bereiche unterschiedlichen Ökosteuersätzen (zwischen 56% und 100%) unterliegen. Hier weist bereits die ÖSR Ineffizienzen auf, die das Ergebnis von Lobbying sowie von Bemühungen sind, unerwünschte Wettbewerbseffekte zu vermeiden.
- Viele Bereiche, die dem Emissionshandel unterliegen, sind sehr energieintensiv und profitieren vom Spitzenausgleich im Rahmen der ÖSR. Sie tragen daher nur einen geringen Grenzsteuersatz von 3% des Regelsteuersatzes. Der Anreiz zur Emissionsminderung durch die ÖSR ist in diesen Bereichen gering und der Emissionshandel könnte in diesen Bereichen die Lenkungswirkung übernehmen. Sollte man jedoch in Erwägung ziehen, diese Bereiche ganz von der ÖSR zu befreien, so ist darauf hinzuweisen, dass diese Bereiche von der Entlastung bei der Rentenversicherung profitieren und daher zu Nettogewinnern der ÖSR würden. Solange die Emissionsrechte kostenlos vergeben werden, besteht dazu weder eine Notwendigkeit noch Rechtfertigung. Dies würde sogar dazu führen, dass der Anreiz erhöht wird, in energieintensiven Bereichen zu investieren und dadurch die Energieintensität der Volkswirtschaft und die Kosten des Klimaschutzes insgesamt steigen können.
- Keine Informationen liegen darüber vor, in welchem Umfang Anlagen des weniger energieintensiven verarbeitenden Gewerbes, die 60% der Regelsteuersätze der Ökosteuern für Erdgas und leichtes Heizöl zu bezahlen haben, dem Emissionshandel unterliegen. Sollte dieser Bereich Gegenstand der Diskussion werden, so sollte eine behauptete oder vermutete Kumulierung von Vermeidungsanreizen auf jeden Fall empirisch untersucht werden.
- Energienutzungen, die den vollen Satz der Ökosteuer zu tragen haben, unterliegen nur in wenigen Ausnahmefällen auch dem Emissionshandel. Hierbei handelt es sich meist um Energieumwandlungsanlagen im Dienstleistungsbereich, z.B. zur Wärme- (und teilweise auch Strom-)erzeugung in großen Krankenhäusern.

Insgesamt zeichnet sich ab, dass in den meisten Bereichen kaum eine nennenswerte Kumulation von direkten Effekten des Emissionshandel und der Ökosteuer auftreten dürfte. Die meisten Anlagen, die dem Emissionshandel unterliegen, werden von der Ökosteuer nicht erfasst (z.B. der Einsatz von Kohle), sind völlig befreit (z.B. der Input von Energieträgern in der Stromerzeugung) oder tragen in Folge des Spitzenausgleichs nur einen Grenzsteuersatz von 3% des Regelsteuersatzes.¹²⁵ Sofern die Grenzbelastung der Ökosteuer in den anderen Wirtschaftsbereichen und der Zertifikatspreis annähernd die gleiche Größenordnung haben, können sich ÖSR und Emissionshandel daher durchaus zu einem effizienten Gesamtpaket ergänzen.

¹²⁵ Das bedeutet nicht, dass es hier nicht auch Ineffizienzen oder Ungereimtheiten gibt. Diese bestanden allerdings schon vor Einführung des Emissionshandels und teilweise sogar der ÖSR. So unterliegt z.B. der Einsatz von Erdgas in der Stromerzeugung der Mineralölsteuer (nicht aber der Ökosteuer), während Kohle unverteuert bleibt. Diese Ineffizienzen haben aber wenig oder nichts mit der Einführung des Emissionshandels zu tun.

Probleme könnten sich aber auch durch indirekte Effekte des Emissionshandels ergeben, und zwar selbst in Bereichen, die gar nicht von beiden Instrumenten erfasst werden. Für die Anzeizeffekte der beiden Instrumente ist nämlich nicht nur die direkte Belastung (der Zertifikatspreis oder der Grenzsteuersatz) maßgeblich, sondern auch, inwiefern diese Belastung auf die Kunden überwältzt werden kann.¹²⁶ Je unelastischer die Nachfrage, desto besser ist die Möglichkeit der Überwälzung. Beim Zusammenwirken von Emissionshandel und ÖSR dürfte hier besonders Elektrizität von Bedeutung sein. Einerseits werden die fossilen Inputs zur Stromerzeugung vom Emissionshandel erfasst, andererseits wird Elektrizität mit der Stromsteuer als Endenergiesteuer belastet. Eine Doppelbelastung kann dadurch bei Stromverbrauchern entstehen, wenn die Stromerzeuger wegen des Emissionshandels die Strompreise erhöhen. Ob und in welchem Umfang dies geschieht, hängt von verschiedenen Faktoren ab (vgl. dazu Kapitel 13.2). A priori sind keine verlässlichen Aussagen möglich. Einige qualitative Aussagen können jedoch getroffen werden:

- Für energieintensive Stromverbraucher, die den Spitzenausgleich in Anspruch nehmen können, liegt der Grenzsteuersatz bei 3% des Regelsteuersatzes oder 0,06 ct/kWh. Dieser Betrag ist im Vergleich zu den diskutierten induzierten Erhöhungen des Strompreises (vgl. Kapitel 13.2) relativ gering, so dass hier keine nennenswerten Verzerrungen entstehen dürften.
- Weniger energieintensive Verbraucher des Produzierenden Gewerbes bezahlen eine Stromsteuer in Höhe von 60% oder 1,23 ct/kWh. Das sind fast 15% des durchschnittlichen Strompreises der Industrie (vgl. Tabelle 13-3). In diesem Bereich dürfte auch die Preiselastizität relativ hoch liegen, so dass hier durchaus nennenswerte Verzerrungen entstehen könnten.
- Im Gewerbe, Dienstleistungen und Handel sowie bei den privaten Haushalten fällt der volle Stromsteuersatz von 2,05 ct/kWh an. Dies sind etwa 12% des durchschnittlichen Strompreises von Haushalten in 2004 (vgl. Tabelle 13-3). Da die Preiselastizität der privaten Haushalte niedriger sein dürfte, sind hier geringere Verzerrungen zu erwarten.

12.2.4 Führt der gemeinsame Einsatz von Emissionshandel und ÖSR zu Doppelbelastungen für einen Teil oder alle Energienutzer?

Im folgenden Abschnitt wird diskutiert, ob das Zusammenwirken von Emissionshandel und ÖSR zu unerwünschten Belastungen bestimmter Unternehmen führt. Es ist wichtig, sich den Unterschied der Fragestellung zum vorangegangenen Abschnitt bewusst zu machen. Dort wurde gefragt, ob die Wechselwirkung zwischen den Instrumenten zu Ineffizienzen im Klimaschutz führt, d.h. unnötig hohe Kosten verursacht. Deshalb standen die Grenzbelastungen im Mittelpunkt, die durch die beiden Instrumente entstehen, da diese für die Entscheidungen der Unternehmen maßgeblich sind, an welcher Stelle und in welchem Umfang Minderungsmaßnahmen vorgenommen werden. Im Folgenden hingegen wird die Durchschnittsbelastung

¹²⁶ Technisch gesprochen: die Inzidenz der Steuer und des Emissionshandels.

betrachtet. Diese hat Einfluss auf die Gewinnsituation der Unternehmen, nicht aber auf die Produktionsentscheidung in einer bestehenden Anlage. Der Gewinn eines Unternehmens fließt zum Teil an die Eigentümer. Insofern kann die Veränderung der Gewinne als Verteilungsproblem diskutiert werden. Teilweise wird der Gewinn jedoch auch einbehalten, um Investitionen zu finanzieren. Sofern ein Unternehmen Beschränkungen auf dem Kapitalmarkt unterliegt, kann sich daher eine Verschlechterung der Gewinnsituation auf die Investitionen auswirken. Darüber hinaus wirken sich Emissionshandel und Ökosteuern auf die Kapitalrentabilität aus. Diese wird üblicherweise als ein wichtiges Kriterium für Investitionsentscheidungen angesehen. Im Zusammenhang mit dem europäischen Emissionshandel ist allerdings zu beachten, dass Neuinvestitionen bei der Zuteilung von Emissionsrechten anders behandelt werden als bestehende Anlagen.¹²⁷ Die Belastung von Bestandsanlagen kann daher nicht als Indikator für die Auswirkungen auf das Investitionsverhalten dienen.

Für Investitionsentscheidungen sind vielmehr die teils sehr viel großzügigeren Regelungen für Neuanlagen zugrunde zu legen. Wenn eine bestehende Anlage durch eine vergleichbare *Neuanlage ersetzt* wird, können die Berechtigungen der Altanlage auf die Neuanlage übertragen werden. Für die Neuanlage werden für vier Jahre Emissionsberechtigungen nach Maßgabe der ersetzten Anlage zugeteilt (einschließlich Erfüllungsfaktor). Für weitere 14 Jahre erfolgen Zuteilungen gemäß den Emissionen der Neuanlage in den jeweiligen Basisperioden, wobei kein Erfüllungsfaktor angewendet wird. Die Zuteilung für *zusätzliche Neuanlagen* ergibt sich für 14 Jahre aus der erwarteten Produktion (Kapazität mal Auslastung) und dem spezifischen Emissionswert gemäß der besten verfügbaren Technik. Auch hier wird kein Erfüllungsfaktor verwendet. Insofern sind die folgenden Betrachtungen hauptsächlich wegen der induzierten Verteilungseffekte von Interesse.

Die Frage, ob Doppelbelastungen auftreten, kann nach der gleichen Struktur wie in Abschnitt 12.2.3 und Abbildung 12-2 diskutiert werden. Die Ermittlung der Nettobelastungen durch die beiden Instrumente unterscheidet sich jedoch erheblich. Im Fall der ökologischen Steuerreform ist nicht der Grenzsteuersatz sondern der Durchschnittsteuersatz zugrunde zu legen. Dieser ist mindestens so hoch wie der Grenzsteuersatz und liegt in vielen Fällen darüber. Zusätzlich ist zu berücksichtigen, dass der Belastung durch die Ökosteuern eine Entlastung bei der Rentenversicherung gegenüber steht. Tabelle 12-1 zeigt die Ergebnisse einer Berechnung der finanziellen Be- und Entlastungen durch die ökologische Steuerreform im Jahr 2003 nach Produktionsbereichen.¹²⁸ Es handelt sich dabei um sektorale Durchschnittswerte. Die Nettobelastung einzelner Unternehmen kann davon in Abhängigkeit von unternehmensspezifischen Umständen (z.B. der Energieintensität) abweichen.

¹²⁷ Vgl. Abschnitt 8.3.

¹²⁸ Nach dem Jahr 2003 wurden keine Änderungen der ÖSR mehr vorgenommen, so dass die Werte für 2003 auch die aktuelle Belastung relativ gut widerspiegeln dürften.

Tabelle 12-1: Finanzielle Wirkungen der ökologischen Steuerreform nach Produktionsbereichen sowie dem Verbrauch der privaten Haushalte im Jahr 2003

| Nr. WZ 93 | Produktionsbereich | Einführung/Erhöhung Energiesteuern | | | | | | Entlastung Sozial- beiträge | Saldo: Netto- Wirkung | Saldo in % Brutto- produk- tionswert |
|--------------|---|------------------------------------|------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|---------|------------------------|-----------------------------------|-----------------------------|---|
| | | Strom- steuer ¹⁾ | Gas- steuer ²⁾ | Heizöl- steuer ³⁾ | Kraftstoffsteuer ⁴⁾ | | Aufkommen insgesamt | | | |
| | | | | | Benzin | Diesel | | | | |
| Mill. Euro | | | | | | | | | | |
| 01-45 | Landwirtschaft und Produzierendes Gewerbe | 1 336,9 | 430,9 | 67,5 | 239,0 | 957,5 | 3 031,7 | 2 905,7 | + 126,1 | + 0,01 |
| 01-05 | Land- und Forstwirtschaft, Fischerei | 75,2 | 10,2 | 9,1 | 17,6 | 327,0 | 439,1 | 46,5 | + 392,6 | + 0,83 |
| 10-14 | Bergbau u. Gewinnung v. Steinen u. Erden | 25,6 | 7,4 | 1,2 | 0,9 | 9,8 | 44,9 | 44,9 | - 0,0 | - 0,00 |
| 10,11,12 | Kohlenbergbau, Gewinnung von Erdöl und Erdgas | 19,2 | 3,3 | 0,2 | 0,5 | 5,4 | 28,6 | 34,0 | - 5,4 | - 0,06 |
| 13,14 | Erzbergb., Gew. v. Steinen u. Erden, sonst. Bergb. | 6,4 | 4,1 | 1,0 | 0,4 | 4,4 | 16,3 | 10,9 | + 5,4 | + 0,08 |
| 15-37 | Verarbeitendes Gewerbe | 1 106,2 | 401,3 | 44,5 | 142,9 | 309,2 | 2 004,1 | 2 305,1 | - 300,9 | - 0,02 |
| 15 | Ernährungsgewerbe | 111,5 | 74,6 | 21,6 | 8,3 | 57,7 | 273,8 | 179,4 | + 94,4 | + 0,06 |
| 16 | Tabakverarbeitung | 2,1 | 1,0 | 0,1 | 0,3 | 1,2 | 4,7 | 4,7 | + 0,0 | + 0,00 |
| 17 | Textilgewerbe | 19,9 | 10,4 | 1,0 | 2,0 | 3,9 | 37,3 | 31,5 | + 5,8 | + 0,03 |
| 18 | Bekleidungsgewerbe | 3,4 | 0,8 | 0,3 | 1,4 | 2,0 | 7,8 | 16,2 | - 8,4 | - 0,07 |
| 19 | Ledergewerbe | 2,3 | 0,4 | 0,2 | 0,4 | 0,8 | 4,1 | 5,7 | - 1,6 | - 0,04 |
| 20 | Holzgewerbe (ohne Herstellung von Möbeln) | 28,4 | 5,5 | 0,9 | 3,5 | 14,9 | 53,1 | 41,0 | + 12,1 | + 0,05 |
| 21 | Papiergewerbe | 36,7 | 20,2 | 0,6 | 2,8 | 7,3 | 67,6 | 53,1 | + 14,5 | + 0,04 |
| 22 | Verlags-, Druckgewerbe, Vervielfältigung | 51,5 | 11,8 | 0,5 | 24,2 | 19,9 | 108,0 | 103,5 | + 4,5 | + 0,01 |
| 23 | Kokerei, Mineralölverarbeitung, Spalt-u. Brutstoffe | 9,2 | 4,6 | 0,2 | 0,3 | 1,2 | 15,4 | 11,2 | + 4,3 | + 0,00 |
| 24 | Chemische Industrie | 105,0 | 76,6 | 2,1 | 5,8 | 15,8 | 205,4 | 179,5 | + 26,0 | + 0,02 |
| 25 | Herstellung von Gummi- und Kunststoffwaren | 56,6 | 15,4 | 1,8 | 2,8 | 5,4 | 82,0 | 113,1 | - 31,1 | - 0,05 |
| 26 | Glasgewerbe, Keramik, Verarb. v. Steinen u. Erden | 45,1 | 37,6 | 1,2 | 2,7 | 21,7 | 108,3 | 78,0 | + 30,3 | + 0,07 |
| 27 | Metallerzeugung und -bearbeitung | 66,2 | 42,7 | 0,5 | 6,1 | 16,3 | 131,9 | 96,9 | + 35,0 | + 0,05 |
| 28 | Herstellung von Metallerzeugnissen | 111,1 | 29,3 | 3,3 | 12,6 | 22,0 | 178,3 | 215,8 | - 37,5 | - 0,04 |
| 29 | Maschinenbau | 123,9 | 18,0 | 4,5 | 22,6 | 31,2 | 200,3 | 379,1 | - 178,8 | - 0,10 |
| 30 | Herst. v. Büromaschinen, DV-Geräten u. -einricht. | 17,8 | 2,7 | 0,3 | 1,5 | 2,9 | 25,3 | 36,2 | - 11,0 | - 0,04 |
| 31 | Herst. v. Geräten d. Elektrizitätserzg., -verteil. u.ä. | 68,9 | 7,9 | 1,9 | 8,8 | 18,1 | 105,6 | 168,1 | - 62,5 | - 0,07 |
| 32 | Rundfunk-, Fernseh- und Nachrichtentechnik | 23,9 | 1,7 | 0,2 | 3,3 | 7,2 | 36,3 | 53,1 | - 16,7 | - 0,04 |
| 33 | Medizin-, Mess- und Regelungstechnik, Optik | 26,6 | 3,2 | 0,6 | 3,3 | 4,6 | 38,3 | 86,2 | - 47,9 | - 0,11 |
| 34 | Herstellung von Kraftwagen und Kraftwagenteilen | 145,2 | 25,7 | 1,2 | 20,4 | 23,7 | 216,2 | 332,9 | - 116,6 | - 0,04 |
| 35 | Sonstiger Fahrzeugbau | 18,3 | 4,0 | 0,3 | 2,8 | 1,8 | 27,4 | 50,9 | - 23,6 | - 0,08 |
| 36 | Herst. v. Möbeln, Schmuck, Musikinstr. usw. | 30,0 | 6,5 | 1,0 | 4,2 | 13,8 | 55,5 | 65,5 | - 10,0 | - 0,03 |
| 37 | Recycling | 2,3 | 0,6 | 0,1 | 2,7 | 15,8 | 21,5 | 3,7 | + 17,9 | + 0,45 |
| 40,41 | Energie- und Wasserversorgung | 45,6 | 7,1 | 6,3 | 4,9 | 21,3 | 85,1 | 96,0 | - 10,8 | - 0,01 |
| 40.1 | Elektrizitätsversorgung ⁵⁾ | 33,0 | 2,3 | 5,5 | 3,3 | 16,4 | 60,6 | 72,0 | - 11,4 | - 0,01 |
| 40.2 | Gasversorgung ⁵⁾ | 3,4 | 4,2 | 0,1 | 1,0 | 2,4 | 11,0 | 7,6 | + 3,5 | + 0,01 |
| 40.3 | Fernwärmeverversorgung ⁵⁾ | 1,8 | 0,1 | 0,3 | 0,2 | 0,9 | 3,3 | 4,6 | - 1,2 | - 0,02 |
| 41 | Wasserversorgung | 7,4 | 0,5 | 0,3 | 0,4 | 1,5 | 10,2 | 11,8 | - 1,6 | - 0,02 |
| 45 | Baugewerbe | 84,3 | 4,9 | 6,4 | 72,6 | 290,2 | 458,5 | 413,2 | + 45,2 | + 0,03 |
| 45.1,45.2 | Hoch- und Tiefbau | 53,9 | 3,1 | 4,0 | 41,0 | 183,2 | 285,2 | 274,1 | + 11,1 | + 0,01 |
| 45.3-45.5 | Bauinstallation und sonstiges Baugewerbe | 30,4 | 1,8 | 2,3 | 31,7 | 107,1 | 173,2 | 139,1 | + 34,1 | + 0,07 |
| 50-95 | Alle Dienstleistungsbereiche | 1 980,5 | 389,6 | 117,9 | 732,1 | 3 037,0 | 6 257,1 | 5 134,0 | + 1 123,1 | + 0,05 |
| 50-55 | Handel und Gastgewerbe | 614,4 | 131,0 | 34,2 | 206,4 | 451,8 | 1 437,8 | 1 267,2 | + 170,7 | + 0,04 |
| 50 | Kfz-Handel, Instandhaltg. u. Rep.v. Kfz,Tankstellen | 100,0 | 13,5 | 3,1 | 5,1 | 92,1 | 213,8 | 193,9 | + 19,9 | + 0,04 |
| 51 | Handelsvermittlung u.Großhandel (o.Handel m.Kfz) | 144,7 | 27,2 | 8,1 | 26,6 | 232,1 | 438,7 | 360,7 | + 77,9 | + 0,06 |
| 52 | Einzelhandel (o. Kfz u. Tankst.), Rep.v. Geb.gütern | 238,1 | 56,9 | 14,6 | 161,2 | 116,1 | 586,9 | 529,7 | + 57,2 | + 0,04 |
| 55 | Gastgewerbe | 131,6 | 33,5 | 8,5 | 13,5 | 11,4 | 198,5 | 182,8 | + 15,7 | + 0,03 |
| 60-64 | Verkehr und Nachrichtenübermittlung | 285,0 | 12,0 | 5,5 | 34,0 | 1 362,3 | 1 698,7 | 468,7 | + 1 230,0 | + 0,51 |
| 60 | Landverkehr, Transport in Rohrfernleitungen | 178,4 | 4,4 | 2,5 | 12,0 | 686,0 | 883,2 | 215,5 | + 667,7 | + 1,08 |
| 61 | Schifffahrt | 0,3 | 0,0 | 0,0 | 0,2 | 1,7 | 2,2 | 4,6 | - 2,4 | - 0,02 |
| 62 | Luftfahrt | 0,4 | 0,0 | 0,0 | 5,5 | 0,4 | 6,3 | 12,5 | - 6,1 | - 0,03 |
| 63 | Hilfs- und Nebentätigk.f.d.Verkehr, Verkehrsverm. | 39,0 | 1,9 | 0,9 | 13,1 | 624,5 | 679,4 | 118,8 | + 560,6 | + 0,84 |
| 64 | Nachrichtenübermittlung | 67,0 | 5,6 | 2,0 | 3,1 | 49,8 | 127,6 | 117,4 | + 10,2 | + 0,01 |
| 65-74 | Finanzierung, Vermietung. u. Untern.dienstl. | 274,7 | 61,7 | 16,6 | 223,6 | 631,0 | 1 207,6 | 1 240,8 | - 33,2 | - 0,00 |
| 65 | Kreditgewerbe | 52,6 | 10,9 | 3,4 | 4,6 | 2,9 | 74,4 | 186,0 | - 111,6 | - 0,11 |
| 66 | Versicherungsgewerbe | 25,0 | 7,8 | 1,9 | 3,5 | 1,5 | 39,7 | 60,0 | - 20,3 | - 0,03 |
| 67 | Mit d. Kredit- u.Versicherungsgewerbe verb.Tätigk. | 9,2 | 1,7 | 0,1 | 3,4 | 1,1 | 15,7 | 29,5 | - 13,8 | - 0,06 |
| 70 | Grundstücks- und Wohnungswesen | 78,9 | 1,7 | 1,6 | 9,9 | 26,4 | 118,5 | 79,4 | + 39,1 | + 0,01 |
| 71 | Vermietg.v. bewegl. Sachen o. Bedienungspers. | 7,9 | 0,7 | 0,5 | 14,8 | 117,6 | 141,4 | 18,5 | + 122,9 | + 0,28 |
| 72 | Datenverarbeitung und Datenbanken | 11,8 | 3,5 | 0,8 | 22,6 | 64,6 | 103,4 | 98,6 | + 4,7 | + 0,01 |
| 73 | Forschung und Entwicklung | 23,4 | 3,9 | 1,8 | 7,6 | 40,9 | 77,6 | 32,6 | + 44,9 | + 0,28 |
| 74 | Erbrg. von wirtschaftl. Dienstleistungen, ang. | 65,8 | 31,4 | 6,4 | 157,3 | 376,1 | 637,0 | 736,1 | - 99,1 | - 0,04 |
| 75-95 | Öffentliche und private Dienstleistungen | 806,4 | 185,0 | 61,6 | 268,1 | 591,8 | 1 912,9 | 2 157,3 | - 244,4 | - 0,04 |
| 75 | Öffentliche Verwaltung, Verteidigung, Sozialvers. | 346,9 | 69,3 | 21,1 | 27,4 | 70,9 | 535,6 | 639,1 | - 103,5 | - 0,06 |
| 80 | Erziehung und Unterricht | 106,7 | 41,0 | 7,7 | 127,5 | 77,3 | 360,2 | 468,5 | - 108,3 | - 0,11 |
| 85 | Gesundheits-, Veterinär- und Sozialwesen | 244,6 | 56,0 | 24,2 | 32,1 | 60,5 | 417,4 | 724,8 | - 307,3 | - 0,17 |
| 90 | Abwasser-, Abfallbeseitigung u. sonst. Entsorgung | 6,7 | 1,3 | 0,2 | 1,8 | 19,7 | 29,7 | 33,1 | - 3,4 | - 0,01 |
| 91 | Interessenvertr., kirchl. u. sonst. Vereinigungen | 15,1 | 6,5 | 3,2 | 3,0 | 3,3 | 31,2 | 117,4 | - 86,2 | - 0,38 |
| 92 | Kultur, Sport und Unterhaltung | 33,8 | 10,4 | 3,5 | 52,4 | 264,2 | 364,3 | 121,2 | + 243,1 | + 0,37 |
| 93 | Erbringung von sonstigen Dienstleistungen | 52,6 | 0,4 | 1,8 | 23,8 | 95,9 | 174,6 | 45,1 | + 129,5 | + 0,37 |
| 95 | Private Haushalte mit Hauspersonal | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 8,2 | - 8,2 | - 0,32 |
| 01-95 | Alle Produktionsbereiche | 3 317,4 | 820,5 | 185,4 | 971,1 | 3 994,5 | 9 288,8 | 8 039,7 | + 1 249,2 | + 0,03 |
| | Konsum der privaten Haushalte | 2 440,8 | 1 150,4 | 417,3 | 4 614,6 | 761,4 | 9 384,6 | 8 039,7 | + 1 344,9 | - |
| | Gesamte Volkswirtschaft | 5 758,2 | 1 971,0 | 602,6 | 5 585,7 | 4 755,9 | 18 673,4 | 16 079,4 | + 2 594,0 | - |

1) Normalsatz 20,5 Euro/MWh, ermäßigt 12,3 Euro/MWh. - 2) Erhöhung Normalsatz um 3,66 Euro/MWh, ermäßigt um 2,196 Euro/MWh. - 3) Erhöhung Normalsatz um 20,45 Euro/1000 l.; ermäßigt um 12,27 Euro/1000 l. - 4) Erhöhung Normalsatz um 153,5 Euro/1000 l. - 5) Energiesteuerbelastung auf steuerpflichtigen Eigenverbrauch.
Quellen: Statistisches Bundesamt; Berechnungen des DIW Berlin.

1) Normalsatz 20,5 Euro/MWh, ermäßigt 12,3 Euro/MWh.- 2) Erhöhung Normalsatz um 3,66 Euro/MWh, ermäßigt um 2,196 Euro/MWh.- 3) Erhöhung Normalsatz um 20,45 Euro/1000 l.; ermäßigt um 12,27 Euro/1000 l.- 4) Erhöhung Normalsatz um 153,5 Euro/1000 l.- 5) Energiesteuerbelastung auf steuerpflichtigen Eigenverbrauch.
Quellen: Statistisches Bundesamt; Berechnungen des DIW Berlin.

Quelle: Bach (2005)

Die Tabelle verdeutlicht, dass die Nettobelastung in den Bereichen am höchsten ist, denen keine Ermäßigung des Steuersatzes gewährt wird und die nicht vom Spitzenausgleich profitieren. Das verarbeitende Gewerbe und die Energie- und Wasserversorgung werden insgesamt netto sogar leicht entlastet. Mit Ausnahme der Recyclingwirtschaft (0,45%) liegt die Nettobelastung in allen Produktionsbereichen des verarbeitenden Gewerbes deutlich unter 0,1% des Bruttoproduktionswertes.

Im Fall des Emissionshandels ist bei der Ermittlung der Nettobelastung der Wert der kostenlosen Anfangsausstattung zu berücksichtigen. Im Gegensatz zur Grenzbelastung durch den Emissionshandel weicht daher die Durchschnittsbelastung in Abhängigkeit von der erhaltenen Anfangsausstattung für einzelne Anlagen voneinander ab. Tabelle 13-1 zeigt am Beispiel der Stromerzeugung, wie sich die Kosten der Emissionszertifikate und der kostenlosen Anfangsausstattung in der Kostenrechnung niederschlagen. Daraus ist ersichtlich, dass selbst ohne Berücksichtigung von Sonderregeln der Zuteilung der Nettoeffekt positiv sein kann, d.h. der Wert der Anfangsausstattung pro Outputeinheit die Kosten der benötigten Emissionsrechte überschreitet. Dem stehen zwangsläufig Nettobelastungen bei anderen Anlagen gegenüber, sofern angenommen wird, dass die Emissionen ohne Emissionshandel insgesamt höher gelegen hätten als das vereinbarte Gesamtbudget. Berechnungen über die Nettoeffekte einzelner Wirtschaftsbereiche oder gar Anlagen liegen jedoch bisher nicht vor.

Wie im vorangegangenen Abschnitt diskutiert, können Belastungen auch indirekt durch Preisüberwälzungen entstehen. Die induzierten Preisänderungen stellen sowohl die Grenz- als auch die Durchschnittsbelastung dar. Insofern sei auf die Diskussion zur Preisüberwälzung in Abschnitt 12.2.3 und Kapitel 13.2 verwiesen.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass sowohl die ökologische Steuerreform als auch der Emissionshandel sowohl Nettobe- als auch -entlastungen verursachen können. Im Fall der ÖSR ist die Richtung des Nettoeffekts qualitativ relativ leicht festzustellen, da er im wesentlichen von der Energieintensität und der Struktur der eingesetzten Energieträger abhängt. Allerdings dürfte die Streubreite innerhalb der einzelnen Wirtschaftsbereiche relativ hoch sein. Im Fall des Emissionshandels ist dies so nicht möglich. Hier dürften andere Faktoren, wie das Wachstum des Outputs bestehender Anlagen gegenüber der Basisperiode, realisierte Maßnahmen zu Reduktion des CO₂-Ausstoßes (z.B. Brennstoffwechsel, Energieeffizienzverbesserungen) oder die Inanspruchnahme von Sonderregeln der Zuteilung, von größerer Bedeutung sein. Entsprechende Berechnungen sind gegenwärtig jedoch nicht verfügbar.

12.2.5 Schlussfolgerungen

Die vorangegangene Diskussion hat gezeigt, dass der Emissionshandel in der gegenwärtigen Form die ökologische Steuerreform keinesfalls überflüssig macht und weder bezüglich des Lenkungszieles noch des Einnahmezieles ersetzen könnte. Gleichzeitig wurde deutlich, dass es beim Zusammenwirken von Emissionshandel und ökologischer Steuerreform durchaus zu Ineffizienzen und unerwünschten Belastungen kommen kann. Die Belastungen unterliegen jedoch auch innerhalb einzelner Wirtschaftsbereiche großen Schwankungen. Es scheint daher nicht gerechtfertigt, Gruppen von Unternehmen oder Anlagen pauschal von der ÖSR zu be-

freien. Dies könnte sogar im Einzelfall zu erheblichen Nettoentlastungen führen, wodurch falsche Anreize zur Ausweitung energieintensiver Produktionsweisen entstehen.

Die größte Gefahr, quantitativ bedeutsame Ineffizienzen zu verursachen, besteht bei der Festlegung des Gesamtzieles für den ET-Sektor. Erhält dieser eine zu hohe Gesamtausstattung, so müssen in den anderen Bereichen Minderungen zu höheren Kosten vorgenommen werden (und umgekehrt). Um dieses Optimum zu bestimmen, müssten die Regierungen nicht nur die Grenzvermeidungskostenkurven der Emittenten außerhalb des ET-Sektors, sondern auch den künftigen internationalen Zertifikatspreis kennen. Da dieser Preis grundsätzlich unbekannt ist, von Entscheidungen und Entwicklungen in anderen EU-Ländern abhängt und im Zeitablauf schwanken kann, ist daher stets mit Ineffizienzen zu rechnen. Selbst ohne diese Unsicherheit kann bezweifelt werden, ob aus den politischen Verhandlungsprozessen über den NAP kosteneffiziente Mengenziele hervorgehen. Diese Probleme ließen sich nur vermeiden, indem eines der beiden Instrumente konsistent auf alle Emissionen angewendet würde.

Im Gegensatz dazu dürften die Ineffizienzen und Verteilungswirkungen, die durch die Überlappung und Wechselwirkungen zwischen den beiden Systemen entstehen, relativ gering sein. Die gleichzeitige Betroffenheit durch Emissionshandel und ÖSR dürfte am ehesten bei Industrieunternehmen mit „mittlerer Energieintensität“, die nicht vom Spitzenausgleich profitieren, zu Ineffizienzen in dem Sinn führen, dass ein Anreiz entsteht, teurere Vermeidungsmaßnahmen zu unternehmen als bei anderen Anlagen.

Eine aus verteilungspolitischer Sicht problematische Doppelbelastung durch Emissionshandel und ÖSR kann für das verarbeitende Gewerbe und die Energiewirtschaft insgesamt nicht festgestellt werden. Diese Bereiche werden insgesamt durch die ÖSR netto leicht entlastet, während andere Wirtschaftsbereiche, die vom Emissionshandel kaum betroffen sind, deutlich höhere Belastungen zu tragen haben. Für einzelne Produktionsbereiche kann das Bild anders aussehen, dies kann jedoch vor allem aufgrund des Fehlens entsprechender Daten für den Emissionshandel derzeit nicht beurteilt werden.

Sowohl bezüglich der Effizienz als auch der Belastungseffekte sind indirekte Wirkungen zu berücksichtigen. Diese können auftreten, wenn ein Produzent die Belastungen des Emissionshandels oder der Ökosteuern auf seine Nachfrager überwälzt. Besonders für Stromverbraucher, die nicht vom Spitzenausgleich profitieren, könnten hierdurch substantielle Mehrbelastungen auftreten.

Eine mögliche Alternative zu der Kombination aus Emissionshandel und ökologischer Steuerreform - ein umfassendes Emissionshandelssystem (evtl. mit Upstream-Elementen) mit (teilweiser) Versteigerung der Erstaussstattung wird gegenwärtig nicht ernsthaft in Betracht gezogen. Die beiden Instrumente werden daher vermutlich noch längere Zeit koexistieren und sollten sorgfältig aufeinander abgestimmt werden. Dazu ist zunächst eine systematische Analyse der kumulierten Effekte der beiden Instrumente durchzuführen. Eine pauschale Befreiung des Emissionshandelsbereichs von der Ökosteuer ist weder notwendig noch zu rechtfertigen.

12.2.6 Literatur

- Bach, S. (2005): Be- und Entlastungswirkungen der ökologischen Steuerreform nach Produktionsbereichen. Band I des Endberichts für das Projekt: „Quantifizierung der Effekte der Ökologischen Steuerreform auf Umwelt, Beschäftigung und Innovation“ im Auftrag des Umweltbundesamts. FuE-Vorhaben Förderkennzeichen 204 41 194. Berlin, August 2005.
- Böhringer, Christoph; Hoffmann, Tim; de Lara Peñate, Casiano Manrique (2005): The Efficiency Costs of Separating Carbon Markets Under the EU Emissions Trading Scheme: A Quantitative Assessment for Germany, Centre for European Economic Research (ZEW), Discussion Paper 05-06, 2005.
- Bundesministerium der Finanzen (BMF) (2005): Bilanz der Ökologischen Steuerreform. August 2005.
http://www.bundesfinanzministerium.de/lang_de/DE/Service/Downloads/Abt_IV/022,templateId=raw,property=publicationFile.pdf
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (2004): Die Ökologische Steuerreform: Einstieg, Fortführung und Fortentwicklung zur Ökologischen Finanzreform. Februar 2004.
<http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/oekosteuerreform.pdf>
- Ewringmann, D., et al. (2005): Emissionshandel im Verkehr. Ansätze für einen möglichen Upstream-Handel im Verkehr. Forschungsvorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes, Umweltforschungsplan Nr. 202 14 198. Köln, Heidelberg, Mannheim, Karlsruhe, März 2005.
- Förderverein Ökologische Steuerreform (2004): Umsteuern: FÖS-Memorandum 2004. Forderungen des FÖS zur Weiterführung der ökologisch-sozialen Steuer- und Finanzreform ab 2005. München, Juli 2004. <http://www.foes-ev.de/downloads/Memo2004.pdf>
- Parry, I. W. H., Williams, R.C. III and Goulder, L.H. (1999) “When Can Carbon Abatement Policies Increase Welfare? The Fundamental Role of Distorted Factor Markets,” *Journal of Environmental Economics and Management* 37: 52-84.

12.3 KWK-G (Öko-Institut)

12.3.1 Wirkungsweise des KWK-G

Das am 1. April in Kraft getretene Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz (KWKG)¹²⁹ ist letztlich auf das Vorhaben der Bundesregierung zurückzuführen, im Rahmen des im Jahr 2000 vorgelegten Klimaschutzprogramms (BR 2000) die KWK-Stromproduktion in Deutschland bis zum Jahr 2010 zu verdoppeln.

Nachdem nach schwierigen Auseinandersetzungen das Vorhaben der Bundesregierung, in Deutschland ein Quotenmodell für KWK-Strom erarbeiten zu lassen¹³⁰ im Jahr 2001 zugunsten einer freiwilligen Vereinbarung (KWK-Vereinbarung)¹³¹ aufgegeben worden war, dient das KWKG der Umsetzung eines Teils dieser Vereinbarung.¹³² Das KWKG soll danach einen Beitrag zum Ziel der KWK-Vereinbarung leisten, bis zum Jahr 2005 – im Vergleich zum Basisjahr 1998 – durch die Nutzung der Kraft-Wärme-Kopplung eine Minderung der CO₂-Emissionen in einer Größenordnung von 10 Mio. t und bis zum Jahr 2010 von insgesamt bis zu 23 Mio. t, mindestens aber 20 Mio. t zu erzielen. Der Beitrag des KWK-G war hier in den Verhandlungen stets so veranschlagt worden, dass etwa die Hälfte der genannten Minderungsbeiträge über das KWK-G erzielt werden sollte.

Mit dem KWKG ist ein Fördermodell etabliert worden, nach dem die Betreiber von KWK-Anlagen für den in das Netz der allgemeinen Versorgung eingespeisten KWK-Strom in der Abgrenzung der Berechnungsvorschrift FW 308 der AGFW (2002) eine Zuschlagzahlung erhalten. Die Förderung wird dabei nach verschiedenen Anlagengruppen differenziert

- alte Bestandsanlagen, die bis zum 31. Dezember 1989 in Dauerbetrieb genommen worden sind;
- neue Bestandsanlagen, die ab dem 1. Januar 1990 bis zum Inkrafttreten des Gesetzes in Dauerbetrieb genommen worden sind;
- modernisierte Anlagen, die modernisiert oder durch eine neue Anlage ersetzt und nach dem Inkrafttreten des Gesetzes, spätestens jedoch bis zum 31. Dezember 2005, wieder in Dauerbetrieb genommen worden sind (wobei nur derjenige KWK-Strom gefördert wird, der *nicht* auf eine Erhöhung des Wärmeanschlusswertes des Fernwärme-Versorgungsnetzes zurückzuführen ist);
- kleine KWK-Anlagen mit einer elektrischen Leistung bis zu 2 MW, soweit sie nicht eine bereits bestehende Fernwärmeversorgung aus KWK-Anlagen verdrängen;

¹²⁹ Gesetz für die Erhaltung, die Modernisierung und den Ausbau der Kraft-Wärme-Kopplung (Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz) vom 19. März 2002 (BGBl. I Nr. 19, S. 1092-1096, geändert am 28. November 2003 (BGBl. I Nr. 56 S. 2320), am 22. Juli 2004 (BGBl. I Nr. 40, S. 1930) sowie am 10. Mai 2005 (BGBl. I Nr. 26, S. 1228).

¹³⁰ Kabinettsbeschluss vom 26. Juli 2000.

¹³¹ Vereinbarung zwischen der Regierung der Bundesrepublik Deutschland und der deutschen Wirtschaft zur Minderung der CO₂-Emissionen und der Förderung der Kraft-Wärme-Kopplung in Ergänzung zur Klimavereinbarung vom 9.11.2000, paraphiert am 25. Juni 2001 und in Kraft getreten am 19. Dezember 2003.

¹³² Das Übereinkommen über die Anlage „Eckpunkte für eine gemeinsame Position zur KWK“ der am 19. Dezember 2003 in Kraft getretenen Vereinbarung wurde am 14. Mai 2001 erzielt.

- Brennstoffzellen-Anlagen.

Tabelle 12-2 zeigt die für die genannten Anlagengruppen differenzierten Zuschlagsätze im Überblick. Die Förderung für die alten Bestandsanlagen läuft damit bis Ende 2006, die Förderung für die neuen Bestandsanlagen Ende 2009. Auch für die modernisierten Anlagen sowie die kleinen KWK-Anlagen im Leistungsbereich von 50 kW bis 2 MW wird die Förderung Ende 2010 beendet. Einzig für kleine KWK-Anlagen im Leistungsbereich bis 50 kW und die Brennstoffzellen reicht die Förderung über das Jahr 2010 hinaus; für die Kleinst-KWK-Anlagen – wegen der Beschränkung auf diejenigen Anlagen, die bis Ende 2005 in Betrieb genommen worden sind – bis maximal zum Jahr 2014 und für Brennstoffzellen bis maximal bis zum Jahr 2019.

Tabelle 12-2 Zuschlagsätze des KWKG

| | 2002 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 |
|--|--------|--------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|
| | ct/kWh | | | | | | | | |
| Alte Bestandsanlagen | 1,53 | 1,53 | 1,38 | 1,38 | 0,97 | | | | |
| Neue Bestandsanlagen | 1,53 | 1,53 | 1,38 | 1,38 | 1,23 | 1,23 | 0,82 | 0,56 | |
| Modernisierte Anlagen ^{a,c} | 1,74 | 1,74 | 1,74 | 1,69 | 1,69 | 1,64 | 1,64 | 1,59 | 1,59 |
| Kleine KWK-Anlagen ^b 50 kW - 2 MW | 2,56 | 2,56 | 2,40 | 2,40 | 2,25 | 2,25 | 2,10 | 2,10 | 1,94 |
| Kleine KWK-Anlagen ^{b,c} bis 50 kW | 5,11 | für 10 Jahre ab Inbetriebnahme | | | | | | | |
| Brennstoffzellen | 5,11 | für 10 Jahre ab Inbetriebnahme | | | | | | | |
| Anmerkungen: ^a Nur bei Beantragung der Genehmigung bis zum 1. April 2003. - ^b Nur, wenn keine bestehende Fernwärmeversorgung aus KWK-Anlagen verdrängt wird und eine Gesamtförderung von 14 TWh für die kleinen KWK-Anlagen nicht erreicht ist. - ^c Nur bei Inbetriebnahme bis zum 31. Dezember 2005. | | | | | | | | | |

Quelle: Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz vom 1. April 2002

Der Fördermechanismus des KWKG zielt damit nur auf verschiedene Teilbereiche der KWK-Stromerzeugung ab

- die Sicherung der KWK-Stromerzeugung im KWK-Anlagenbestand;
- ggf. die Ausweitung der KWK-Stromerzeugung in den bestehenden KWK-Anlagen;
- eine Ausweitung der KWK-Stromerzeugung (bei unveränderter Wärmeproduktion) über eine Verbesserung der Stromkennzahlen durch Anlagenmodernisierung;
- eine Ausweitung der KWK-Stromerzeugung durch den Zubau von kleinen KWK-Anlagen, die auch neue Wärmeabsatzpotenziale für die Kraft-Wärme-Kopplung erschließen.

Obwohl die politische Flankierung in Deutschland vor allem auf den Beitrag zur Minderung der Treibhausgasemissionen abhebt, hat die Kraft-Wärme-Kopplung auch im Kontext anderer Politikbereiche eine nicht zu unterschätzende Bedeutung. Exemplarisch führt die KWK-Richtlinie der Europäischen Union¹³³ folgende Motivationen für die politische Flankierung der KWK an (Erwägungsgründe 1 bis 3):

¹³³ Richtlinie 2004/8/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. Februar 2004 über die Förderung einer am Nutzwärmebedarf orientierten Kraft-Wärme-Kopplung im Energiebinnenmarkt und zur Änderung der Richtlinie 92/42/EWG (ABl. EU L 52/50).

- das Potenzial der hoch effizienten Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) als Mittel zur Einsparung von Primärenergie, zur Vermeidung von Netzwerkverlusten und der Verringerung von Emissionen, insbesondere von Treibhausgasemissionen;
- den Beitrag der KWK zur Stärkung des Wettbewerbs auf den Strommärkten, auch mit Blick auf neue Marktteilnehmer;
- die Bedeutung leistungsfähiger Kraftwerke mit einer hohen Primärenergieausnutzung (also v.a. von KWK-Anlagen) für die Versorgungssicherheit.

12.3.2 Zusammenwirken mit dem EU-Emissionshandelssystem

Bei der Analyse der Interaktionen zwischen dem EU-Emissionshandelssystem und dem KWK-G muss zunächst berücksichtigt werden, dass die KWK in vielen Fällen quer zur Abgrenzung des EU-Emissionshandelssystems liegt. Während die dem Emissionshandel unterliegende KWK-Stromproduktion¹³⁴ im Regelfall mit der Stromerzeugung in Kondensationskraftwerken konkurriert, die ebenfalls dem Emissionshandelssystem unterliegen, ist die Abgrenzungsfrage hinsichtlich der Wärmeerzeugung erheblich komplizierter. In vielen Fällen wird die Nutzwärmeerzeugung aus dem KWK-Prozess in dem Emissionshandel unterliegenden Anlagen mit Wärmeerzeugungsanlagen konkurrieren, die aus Gründen ihrer geringen Kapazität ($< 20 \text{ MW}_{\text{th}}$) nicht vom EU-Emissionshandelssystem erfasst werden.

Die Ausweitung der KWK-Stromerzeugung kann damit innerhalb des Emissionshandelssystems zu verschiedenen Effekten führen

- Die Ausweitung der KWK-Stromproduktion in einer bestehenden KWK-Anlage, die dem Emissionshandel unterliegt, führt im Regelfall insgesamt zu einer *Ausweitung* der CO₂-Emissionen der entsprechenden vom Emissionshandel erfassten Anlagen und damit zu einer zusätzlichen Verknappung der Emissionsberechtigungen, wenn die Stromerzeugung in einem Kraftwerk mit dem gleichen Brennstoff und etwa gleichem Baualter sowie die Wärmeerzeugung außerhalb des EU-Emissionshandelssystems verdrängt wird.¹³⁵
- Die Ausweitung der KWK-Stromproduktion in einer bestehenden KWK-Anlage, die dem Emissionshandel unterliegt, führt im Regelfall insgesamt zu einer *Minderung* der CO₂-Emissionen der entsprechenden vom Emissionshandel erfassten Anlagen und damit einem zusätzlichen Angebot an Emissionsberechtigungen, wenn die Stromerzeugung in einem Kraftwerk mit dem gleichen Brennstoff und etwa gleichem Baualter

¹³⁴ Die folgenden Ausführungen beziehen sich stets auf den Fall, dass die KWK-Anlagen dem Emissionshandelssystem unterliegen. Zwar existiert eine große Zahl von kleinen KWK-Anlagen, deren Feuerungswärmeleistung unter der Abschneidegrenze von 20 MW liegt, mit Blick auf die installierte Leistung und die Stromproduktion bilden diese Anlagen jedoch nur einen sehr geringen Teil des gesamten KWK-Bestandes.

¹³⁵ Der Grund dafür liegt in der Tatsache begründet, dass KWK-Anlagen im Vergleich zu reinen Stromerzeugungsanlagen zwar eine deutlich höhere Brennstoffausbeute aufweisen, der elektrische Wirkungsgrad jedoch aus thermodynamischen Gründen meist unter dem von vergleichbaren Kondensationskraftwerken liegen wird.

sowie auch die Wärmerzeugung innerhalb des EU-Emissionshandelssystems verdrängt wird.

- Die Ausweitung der KWK-Stromproduktion in einer bestehenden KWK-Anlage, die dem Emissionshandel unterliegt, führt im Regelfall insgesamt zu einer *Minderung* der CO₂-Emissionen der entsprechenden vom Emissionshandel erfassten Anlagen und damit zu einem zusätzlichen Angebot an Emissionsberechtigungen, wenn die Stromerzeugung in einem Kraftwerk mit einem weniger emissionsintensiven Brennstoff ersetzt wird (der Brennstoffwechsel erfolgt typischerweise von Stein- oder Braunkohle zu Erdgas).
- Die Ausweitung der KWK-Stromproduktion über die Errichtung von neuen KWK-Anlagen im Geltungsbereich des Emissionshandelssystems führt im Regelfall zu einer *Ausweitung* der CO₂-Emissionen der entsprechenden vom Emissionshandel erfassten Anlagen und damit zu einer zusätzlichen Verknappung der Emissionsberechtigungen, wenn die Stromerzeugung in einem ebenfalls neu errichteten Kraftwerk mit dem gleichen Brennstoff und die Wärmerzeugung außerhalb des EU-Emissionshandelssystems verdrängt wird.
- Die Ausweitung der KWK-Stromproduktion über die Errichtung von neuen KWK-Anlagen im Geltungsbereich des Emissionshandelssystems führt im Regelfall zu einer *Minderung* der CO₂-Emissionen der entsprechenden vom Emissionshandel erfassten Anlagen und damit zu einem zusätzlichen Angebot an Emissionsberechtigungen, wenn die Stromerzeugung in einem ebenfalls neu errichteten Kraftwerk mit einem weniger emissionsintensiven Brennstoff (meist ein Brennstoffwechsel von Kohlen zu Gas) sowie die Wärmerzeugung innerhalb des EU-Emissionshandelssystems verdrängt wird.
- Die Ausweitung der KWK-Stromproduktion über die Errichtung von neuen kleinen KWK-Anlagen, die vom Emissionshandelssystem nicht erfasst werden, führt im Regelfall zu einer *Minderung* der CO₂-Emissionen der entsprechenden vom Emissionshandel erfassten Anlagen und damit zu einem zusätzlichen Angebot an Emissionsberechtigungen.

Diese verschiedenen Optionen verdeutlichen zunächst, dass die Wechselwirkungen zwischen einer durch das KWK-G induzierten Ausweitung der KWK-Stromerzeugung in hohem Maße von den konkreten Konstellationen in Bezug auf die Erfassung vom Emissionshandelssystem sowie die jeweils verdrängte Stromproduktion abhängig sind. Entsprechendes gilt natürlich für eine Verringerung der KWK-Stromerzeugung.

Obwohl durch den Einsatz der KWK in der ganz überwiegenden Zahl der Fälle insgesamt eine Minderung der CO₂-Emissionen erreicht wird, kann sich unter bestimmten Bedingungen innerhalb des EU-Emissionshandelssystems eine Ausweitung der Emissionen ergeben. Sofern KWK-Anlagenbetreiber über die Flexibilität verfügen, die zum Absatz bestimmte Wärme auch in reinen Wärmeerzeugungsanlagen zu erzeugen, die nicht vom Emissionshandel erfasst werden, so können die im Vergleich zu reinen Kondensationskraftwerken wegen der inhärent niedrigeren elektrischen Nutzungsgrade von KWK-Anlagen höheren CO₂-Kosten (Kosten für

den Erwerb der Zertifikate und Opportunitätskosten der kostenlos zugeteilten Emissionsberechtigungen) zu einer Abschaltung bzw. Minderauslastung der KWK-Anlagen führen, obwohl dies bei einer umfassenden Betrachtungsweise zu erhöhten CO₂-Emissionen führt. Vor diesem Hintergrund können die Anreizwirkungen des Emissionshandelssystems mit Blick auf die KWK keineswegs als „richtungssicher“ betrachtet werden können. Diese Erkenntnis hat dazu geführt, dass im deutschen Allokationsplan Sonderregelungen für die KWK eingeführt worden sind (Sonderzuteilung für die KWK-Stromerzeugung und Ausstattung über den Doppelbenchmark für Neuanlagen – siehe Kapitel 8.3 und 9.4).

Im Gegensatz zu den Interaktionen zwischen EEG und Emissionshandelssystem kann in Bezug für das KWK-G also keineswegs grundsätzlich davon ausgegangen werden, dass über dieses Instrument zusätzliche Emissionsminderungen innerhalb des Emissionshandelssystems induziert werden, die im Rahmen der emissionshandelsbedingten Optimierung nicht entstanden wären. Auch der Effekt einer tendenziellen Senkung des Zertifikatspreises durch die Kombinationswirkung zwischen Emissionshandel und anderen Instrumente ist damit für den Fall des KWK-G keineswegs zwingend.

Die Wechselwirkungen zwischen Emissionshandelssystem und KWK-G lassen sich jedoch durch einen quantitativen Vergleich exemplarisch eingrenzen. Im Rahmen des KWK-G erhalten im Rahmen der Modernisierung neu errichtete Anlagen einen Zuschlag von maximal 1,74 ct/kWh im ersten Jahr, in den meisten Fällen begrenzt auf etwa 5 Jahre und mit degressiver Tendenz der Zuschlagsätze.¹³⁶ Diese Anreize haben ausgereicht, um beträchtliche Investitionen in neue KWK-Anlagen auszulösen.

Für jede Kilowattstunde Jahresstromproduktion ergibt sich im Rahmen des KWK-G für neu errichtete Anlagen über die gesamte Förderdauer eine kumulierte Zuschlagssumme von 8,15 ct/kWh. Bei Zuteilung für eine entsprechende Neuanlage über den Doppelbenchmark errechnet sich für eine moderne KWK-Anlage mit GuD-Technologie¹³⁷ selbst unter Maßgabe einer entsprechenden Zuteilung über einen Zeitraum von 14 Jahren ein kumulierter Anreiz von 2,1 ct/kWh Jahresproduktion (bei einem mittleren Zertifikatspreis von 10 €/EUA) bzw. 4,2 ct/kWh Jahresproduktion (bei einem mittleren Zertifikatspreis von 20 €), jeweils ohne Abdiskontierung. Erst bei einem mittleren Zertifikatspreis von knapp 40 € ergibt sich – ohne Berücksichtigung einer Abdiskontierung – aus dem Emissionshandelssystem eine ähnliche Anreizwirkung wie über das KWKG.¹³⁸

Bereits dieser grobe Vergleich zeigt, dass das KWK-G einerseits eine deutlich stärkere Lenkungswirkung zugunsten der KWK entwickelt als das Emissionshandelssystem mit dem für

¹³⁶ Die meisten KWK-Anlagen, die im Rahmen der KWKG-Modernisierung neu errichtet werden, werden Ende 2005 in Betrieb gehen und damit für die Jahre 2006 bis 2010 in den Genuss von Zuschlagzahlungen kommen können.

¹³⁷ Für eine solche Anlage ergibt sich aus der Zuteilung über den Doppelbenchmark eine Zuteilung, die etwa um 20% über dem Emissionsniveau der KWK-Anlage liegt.

¹³⁸ Bei Berücksichtigung der zeitlichen Präferenzen über eine Abdiskontierung würde die Differenz zwischen den Anzeizeffekten des KWK-G und der Zuteilung über Doppelbenchmarks im Emissionshandelssystem noch größer ausfallen, da die Bonuszahlungen des KWK-G in den ersten Jahren nach Inbetriebnahme anfallen und Vorteile aus der Zuteilung über Doppelbenchmarks allenfalls über einen deutlich länger getreckten Zeitraum anfallen.

die KWK förderlichen Doppelbenchmark. Damit bleibt zu vermuten, dass entsprechende KWK-Anlagen ohne die Anreizwirkungen des KWK-G nicht errichtet würden.

Durch die Laufzeitbegrenzung des KWKG und durch das begrenzte Investitionsfenster für die Förderung von neuen bzw. modernisierten KWK-Anlagen im Rahmen des KWK-G sind wesentliche Interaktionen zwischen KWK-G und Emissionshandel einerseits sowie eventuelle Doppelanreize andererseits zunächst auf die erste Handelsperiode begrenzt.

Schließlich bleibt darauf hinzuweisen, dass die Förderung der KWK-Stromerzeugung für Bestands- und Neuanlagen im Rahmen des KWKG die gleiche Anreizwirkung erzielt wie die KWK-Sonderzuteilung. Allerdings entfällt diese Anreizwirkung ab 2007 sukzessive, da ab diesem Zeitpunkt die Bestandsanlagenförderung im Rahmen des KWKG schrittweise entfällt.

12.3.3 Bewertung und Ausblick

Die Förderung der KWK verfolgt neben der CO₂-Minderung auch andere Zielstellungen z.B. im Bereich der Versorgungssicherheit. Bereits vor diesem Hintergrund wäre eine Koexistenz von KWK-G und Emissionshandelssystem zu rechtfertigen, wenn vom Emissionshandelssystem keine ausreichenden Anreize ausgehen, mit denen es zur Ausweitung der KWK-Stromerzeugung käme.

Die nach ersten Recherchen durch das KWKG ausgelösten Investitionen in KWK-Anlagen, wären nach einem überschlägigen Vergleich der Anzeizeffekte von KWKG und Emissionshandelssystem allein über das Emissionshandelssystem nicht ausgelöst worden.

Sofern sich aus einer weiteren Beobachtung der Entwicklungen bei der KWK-Stromerzeugung erstens die Erkenntnis ergibt, dass die KWK-Sonderregelungen im Emissionshandelssystem nicht ausreichen, um die abgrenzungsbedingten negativen Anreizsignale für die KWK (vor allem hinsichtlich der Konkurrenz mit vom Emissionshandelssystem nicht erfassten Wärmeerzeugungsanlagen) auszugleichen, könnte auch versucht werden, diese negativen Anreize außerhalb des Emissionshandelssystems zu kompensieren. Die Grundkonstruktion des KWK-G könnte hier einen Ansatzpunkt bieten, da die starre Kopplung zwischen KWK-Strom und Nutzwärme im Rahmen der KWK-Stromabgrenzung des KWK-G eine geeignete Grundlage für die Kompensation der aus der Nutzwärmeproduktion resultierenden Problematik bietet.

Sofern sich zweitens im Rahmen des Emissionshandelssystems – jenseits der abgrenzungsbedingten Sondereffekte – keine ausreichenden Anreize für die Sicherung und Ausweitung der KWK-Stromerzeugung ergeben, eine solche Flankierung der KWK-Stromerzeugung jedoch aus Gründen jenseits der CO₂-Minderung verfolgt werden soll, könnte eine Verlängerung des KWK-G diesbezüglich eine sinnvolle Option bilden.

Drittens könnte ein novelliertes KWK-G eine geeignete Alternative für die aus Gründen der notwendigen Ex-post-Anpassung problematische KWK-Sonderzuteilung bieten. An Stelle einer KWK-Sonderzuteilung mit nachfolgender Ex-post-Anpassung könnte eine Zuschlagzahlung in Abhängigkeit von der KWK-Stromproduktion im Rahmen eines erneuerten KWKG treten.

Sofern eine Weiterführung bzw. Weiterentwicklung des KWK-G nicht verfolgt werden soll, käme als Alternative eine (steuerliche) Belastung der mit der KWK konkurrierenden Wärmeerzeugung für diejenigen Anlagen in Betracht, die nicht dem Emissionshandel unterliegt. Auch auf diese Weise könnten die teilweise kontraproduktiven Anreizeffekte des EU-Emissionshandelssystems außerhalb des Emissionshandelssystems kompensiert werden.

12.4 EEG (ISI)

12.4.1 Vorbemerkung

Das Erneuerbare Energien Gesetz (EEG) wurde im Jahr 2000 als Nachfolgeregelung für das Stromeinspeisegesetz beschlossen und im Jahr 2004 novelliert. Es regelt den Anschluss von Anlagen zur Erzeugung von Strom aus erneuerbaren Energien (inklusive Grubengas) in Deutschland. In der novellierten Fassung vom Juli 2004 wird als Zweck des EEG explizit aufgeführt, den Anteil erneuerbarer Energien an der Stromversorgung bis zum Jahr 2010 auf mindestens 12,5 % und bis zum Jahr 2020 auf mindestens 20 Prozent zu steigern.

Wesentliche Bestandteile des EEG sind:

- Abnahmepflicht von Strom aus erneuerbaren Energien,
- Festlegung von Mindestvergütungen, differenziert für unterschiedliche Erneuerbare Energieträger und Leistungsklassen,
- Verminderung der Mindestvergütung im Zeitablauf, in Abhängigkeit des Jahres der Inbetriebnahme (Degression),
- bundesweiter Ausgleich der nach EEG abgenommenen und vergüteten Strommengen,
- besondere Ausgleichsregelung für stromintensive Unternehmen.

Die Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien wird auch in den anderen europäischen Ländern durch unterschiedliche Maßnahmen gefördert, wobei Regelungen zur Mindestvergütung dominieren. In der EU-Richtlinie 2001/77/EG zur Förderung der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energiequellen im Elektrizitätsbinnenmarkt sind für die Mitgliedstaaten Richtziele für den Anteil erneuerbarer Energien am Stromverbrauch im Jahr 2010 formuliert worden, um in den alten EU-Mitgliedstaaten bis 2010 insgesamt einen Anteil von 22 % zu erreichen; einschließlich der neuen Mitgliedstaaten wird ein Anteil von 21 % angestrebt.

Im Zusammenhang mit dem europäischen Emissionshandelssystem stellen sich die folgenden Fragen:

- Ist auch nach der Einführung eines Emissionshandelssystems weiterhin eine spezielle Förderung erneuerbarer Energien wie gegenwärtig in Deutschland durch das EEG erforderlich? Hier spielen die mit den Gesetzen verfolgten Ziele eine wesentliche Rolle.
- Welche Wechselwirkungen können zwischen der speziellen Förderung erneuerbarer Energien durch das EEG und dem Emissionshandelssystem auftreten?
- Welche Abstimmungen sind unter Berücksichtigung solcher Wechselwirkungen zwischen diesen Instrumenten erforderlich?

12.4.2 Zielbeziehungen und Notwendigkeit einer speziellen Förderung erneuerbarer Energien

Als Ziele des EEG werden der Klima-, Natur- und Umweltschutz, eine Einbeziehung langfristiger externer Kosten in die Entscheidungsfindung, die Verminderung von Konflikten um fossile Energieträger sowie Impulse zur Weiterentwicklung von Technologien erneuerbarer Energien genannt. Damit werden zum Teil dieselben Ziele verfolgt wie mit dem Emissionshandel. So trägt eine zunehmende Nutzung erneuerbarer Energien zur Verminderung der Emission von Treibhausgasen bei und durch den Emissionshandel wird zumindest tendenziell auch der Einsatz von Techniken zur Nutzung erneuerbarer Energien gefördert. Es stellt sich deshalb die Frage, ob auch nach der Einführung eines Emissionshandelssystems weiterhin eine spezielle Förderung erneuerbarer Energien wie gegenwärtig in Deutschland durch das EEG erforderlich ist oder ob der Emissionshandel eine weitere Förderung erneuerbarer Energien unnötig macht.

Dabei sind drei Aspekte von besonderer Bedeutung:

- Zeithorizont der Ziele des Klimaschutzes,
- Bedingungen für die Erreichung von Innovationen, sowie
- weitere Zielsetzungen der Nachhaltigkeit neben dem Klimaschutz.

Eine zentrale Begründung für ein Nebeneinander von EEG und Emissionshandel liegt in den langfristigen Erfordernissen des Klimaschutzes. Mittel- bis langfristig wird es unvermeidbar sein, die Energieversorgung verstärkt auf erneuerbare Energien zu basieren, um eine Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen zu erreichen. Aus volkswirtschaftlicher Sicht wäre es erforderlich, die externen Kosten der Umweltentlastung in den Preisen weiterzugeben. Mit der Einführung des CO₂-Emissionshandels und der Ökosteuer sind erste Schritte in diese Richtung getan worden. Allerdings beziehen sich diese Instrumente eher auf kurzfristige Zielsetzungen (z.B. die Kyoto-Ziele) und nicht auf die langfristig anfallenden externen Kosten. Nicht zuletzt auf Grund der strukturellen Friktionen erscheint eine die langfristigen Erfordernisse widerspiegelnde Internalisierung aber aus politischen Gründen kurzfristig nicht machbar zu sein. Die gleichzeitige Förderung durch das EEG könnte folglich damit begründet werden, dass die langfristige Internalisierung nicht gewährleistet ist, so dass eine Second-best-Lösung erforderlich ist.

Angesichts der bisher noch relativ hohen Kosten der Nutzung erneuerbarer Energien ist danach zu fragen, mit welcher Geschwindigkeit der Beitrag erneuerbarer Energien künftig zunehmen soll. Nach dem Kriterium der statischen Effizienz zur CO₂-Vermeidung sollten Technologien zur Nutzung erneuerbarer Energien erst dann breiter eingesetzt werden, wenn alle anderen kostengünstigeren CO₂-Verminderungsoptionen ausgeschöpft sind. Unter Berücksichtigung dynamischer Effekte, die längerfristig wirksam werden, und der weiteren Zielbeiträge, die erneuerbare Energien auch abgesehen von der CO₂-Verminderung leisten, kann allerdings ein beschleunigter Einsatz erneuerbarer Energien erforderlich sein.

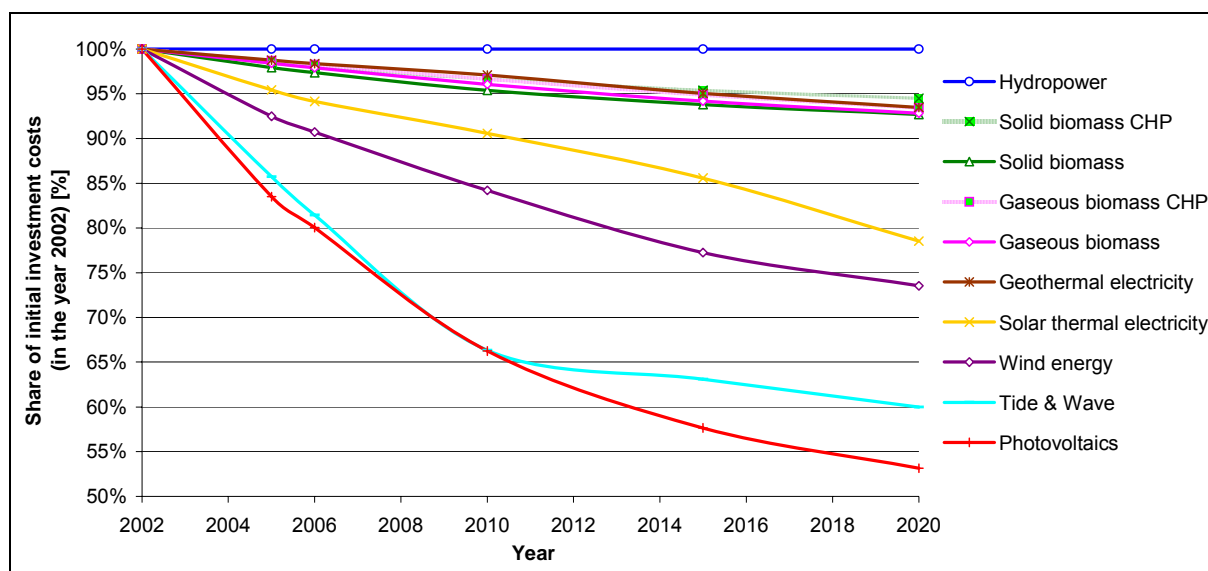
Die Mindestvergütungen nach dem EEG liegen gegenwärtig – abhängig von den jeweiligen Sparten der Erneuerbaren Energien – noch zum Teil deutlich über den Marktpreisen für sonstigen Strom. Eine ältere Abschätzung des BMU (2004)¹³⁹ siedelte die Bandbreite der Differenzkosten von EEG-Strom zu den Marktpreisen bei durchschnittlich zwischen knapp 4 € Cents/kWh und gut 6 Cents/kWh an. Umgerechnet auf die Tonne CO₂ werden Vermeidungskosten von knapp 50 Euro/t CO₂ bis etwa 80 Euro/t CO₂ angegeben (BMU 2004). Die Zurechnung der gesamten EEG-Differenzkosten auf die vermiedenen CO₂-Emissionen lässt jedoch außer Acht, dass das EEG – im Unterschied zu anderen Instrumenten – ausdrücklich nicht ausschließlich klimapolitisch motiviert ist. Die angeführten Werte sind mittlerweile allerdings in Folge der abnehmenden Vergütung nach EEG bzw. steigender konventioneller Strompreise wesentlich gesunken. Dennoch liegen sie für die nächsten Jahre deutlich über den CO₂-Vermeidungskosten, die sich für kurzfristige Minderungskosten im Emissionshandelsbereich abzeichnen. Insofern wird die (statische) Kosteneffizienz der Emissionsverminderung durch EEG-geförderte erneuerbare Energien z.B. vom BMWA-Beirat 2004 in Frage gestellt und eine spezielle Förderung abgelehnt, zumal die Klimaschutzziele bereits durch den Emissionshandel erreicht würden.¹⁴⁰

Aus dynamischer Sicht ergibt sich allerdings ein anderes Bild. Hier sind zusätzlich die zu erwartenden technologischen Fortschritte und Kostensenkungen zu berücksichtigen, die bei erneuerbaren Energien höher eingeschätzt werden als im Bereich konventioneller Stromerzeugungstechniken. Selbst radikale Neuerungen wie die Wirbelschichttechnik oder die Gas- und Dampfturbinentechnik berühren nur bestimmte Komponenten oder Funktionen der Techniken. Diese neuen Techniken profitieren zwar auch von Lerneffekten, machen allerdings nur einen kleinen Teil an den Gesamtkosten der Anlagen aus, so dass die beobachteten und zukünftig möglichen Kosteneinsparungen geringer sind als bei den meisten erneuerbaren Energien (OECD/IEA 2000, S. 13). Aus historischer Perspektive sind beispielsweise die Kosten für Photovoltaik-Module weltweit zwischen 1976 und 1992 um rund 90 % gesunken (OECD/IEA 2000, S. 12) und die Kosten für Windturbinen in Dänemark haben sich zwischen 1980 und 2000 mehr als halbiert (Neij, 2004). Dem Erfahrungsbericht zum EEG (BMU 2002) ist zu entnehmen, dass sich die Systemkosten für Photovoltaik in Deutschland in den 90er Jahren halbiert haben und dass bei Windkraftanlagen der durchschnittliche Marktpreis je kW installierter Leistung seit 1990 um ca. 30 % gesunken ist. Während sich die Kostendynamik bei kleineren Windenergieanlagen in den letzten Jahren deutlich abgeschwächt hat, ist vor allem bei größeren Anlagen noch weiteres Potential für Lern- und Skaleneffekte vorhanden. Abbildung 12-3 verdeutlicht das bedeutende zukünftige Potential für weitere Kostendegressionen im Bereich der erneuerbaren Technologien.

¹³⁹ Die Abschätzungen werden zurzeit vom BMU aktualisiert.

¹⁴⁰ Nach dieser Logik des BMWA-Beirats (2004) wäre der Emissionshandel das einzig effiziente Instrument, das alle anderen klimapolitischen Instrumente überflüssig machen würde.

Abbildung 12-3 Kosten-Degressionskurve für unterschiedliche erneuerbare Energiequellen



Quelle: Ragwitz et al. 2005.

Die Weiterentwicklung der Technologien zur Nutzung erneuerbarer Energien erfordert eine aktive staatliche Innovations- und Technologiepolitik. Dies wird auch durch die Erkenntnisse der neuen Wachstumstheorie unter Berücksichtigung von bestehenden Marktunvollkommenheiten bestätigt, wobei positive Externalitäten von Forschung und Entwicklung (Spillovers von F&E, Netzwerkexternalitäten) sowie Hemmnisse beim Marktzutritt neuer Unternehmen (z. B. im Hochtechnologiebereich) und bei der Verbreitung neuer Technologien im Vordergrund stehen (vgl. Dasgupta/Stoneman 1987; Mowery 1994, Meyer-Krahmer 2004). Gleichzeitig werden von der neueren Innovationsforschung Lernerfolge im Markt sowie die Pfadabhängigkeit von technologischen Entwicklungen betont (vgl. z. B. Walz 2004):

- Die Entwicklung von Technologien verläuft nicht linear, sondern ist durch zahlreiche Rückkopplungen zwischen Forschung, Entwicklung und Anwendung geprägt. Ohne frühzeitige Erfahrungen in der Anwendung können Technologien nicht zielführend weiterentwickelt werden.
- Der Prozess der Herausbildung eines dominanten Designs von Technologien braucht Zeit. Gleichzeitig ist eine Diversität bei den Technologien erforderlich, die im Wettbewerb untereinander weiterentwickelt werden müssen. Dies gilt auch für klimafreundliche Technologien, und hier gerade für Technologien zur Nutzung erneuerbarer Energien, die einen hohen Innovationsgrad aufweisen und als Systeminnovation charakterisiert werden können. Damit ist es erforderlich, frühzeitig die Weichen für den Umstellungsprozess zu stellen und für eine Vielfalt unter den geförderten Technologien erneuerbarer Energien zu sorgen.
- In der langfristigen Betrachtung ist es kostengünstiger, frühzeitig mit einem beschleunigten Einsatz erneuerbarer Energien zu beginnen und ihn kontinuierlich fort-

zusetzen, als ihren Anteil erst zu einem späten Zeitpunkt abrupt zu erhöhen. (vgl. DLR 2004).

- Ein funktionierendes Innovationssystem ist durch Netzwerkbildung zwischen Forschung, Entwicklung und Anwendung gekennzeichnet. Gleichzeitig ist es erforderlich, ein innovationsfreundliches System der Regulierung aufzubauen, das einerseits diese Netzwerkbildung fördert, andererseits aber den Akteuren auch langfristig verlässliche Rahmenbedingungen bei gleichzeitigem Anreiz zu weiteren Innovationen vermittelt.

Die durch das EEG geförderte Nutzung erneuerbarer Energien kann langfristig wesentlich zum Klimaschutz beitragen. Darüber hinaus werden hierdurch aber auch weitere externe Effekte der Umweltbelastung vermieden, z.B. im Bereich der klassischen Luftschadstoffe. Nach Hohmeyer (2002) könnte hiermit bereits ein Großteil der Mehrkosten erneuerbarer Energien begründet werden. Hinzu kommt der Beitrag erneuerbarer Energien zur Sicherung der langfristigen Ressourcenverfügbarkeit und zur Verminderung von Preis- und Versorgungsrisiken, die mit dem Import fossiler Energieträger verbunden sind.

Aus den genannten Gründen ist es sinnvoll, die Nutzung erneuerbarer Energien politisch zu fördern. Dabei sollen der technologische Fortschritt und mögliche Kostensenkungen im Bereich erneuerbarer Energien nicht allein durch die Förderung von Forschung und Entwicklung, sondern auch durch die Förderung der Markteinführung und Anwendung beschleunigt werden. Hierdurch werden zugleich die Voraussetzungen für die genannten Kostendegressionen geschaffen, die die Wettbewerbsposition erneuerbarer Energien langfristig wesentlich verbessern.

12.4.3 Mögliche Wechselwirkungen zwischen EEG und Emissionshandel

Anlagen, die dem Anwendungsbereich des Gesetzes zum Vorrang Erneuerbarer Energien unterliegen, fallen in Deutschland nach §2 (5) TEHG zwar nicht unter den Emissionsrechtehandel. Zwischen der Förderung erneuerbarer Energien nach dem EEG und dem Emissionshandel können aber unterschiedliche Wechselwirkungen auftreten, die bei dem gleichzeitigen Einsatz dieser Instrumente zu beachten sind. Die Interaktionsproblematik zwischen mengensteuerndem Emissionshandel und preisstuernden Instrumenten wird dadurch verursacht, dass die gesamten Emissionen des Emissionshandelsbereichs letztendlich durch das Cap (Emissionsbudget) bestimmt werden (Sijm 2005).¹⁴¹ Hinsichtlich der Wirksamkeit der Instrumente ist besonders zu beachten, dass der Zuwachs an Stromerzeugung aus EEG-Anlagen im Wesentli-

¹⁴¹ Zum Vergleich: bei der Wechselwirkung von Ökosteuer und EU-Emissionshandel besteht die Problematik im Grundsatz darin, dass für Unternehmen, die sowohl der Ökosteuer als auch dem Emissionshandel unterliegen, andere preisliche Anreize existieren als für Unternehmen, die nur dem Emissionshandel unterliegen. Während für letztere die Opportunitätskosten des Emissionsausstoßes (Marktpreis für EUAs) relevant sind, basieren erstere ihre Produktions- und Investitionsentscheidungen auf der Summe aus Opportunitätskosten und Grenzsteuersatz. Aus ökonomischer Sicht führen diese Unterschiede in den Grenzvermeidungskosten innerhalb des ET-Sektors zu Ineffizienzen.

chen eine Stromerzeugung auf Basis fossiler Brennstoffe ersetzt.¹⁴² Dadurch werden von den Stromerzeugern im Emissionshandelsbereich weniger Emissionszertifikate (EUA) benötigt.¹⁴³ Bei vorgegebener Gesamtzuteilungsmenge werden innerhalb einer Handelsperiode somit EUAs freigesetzt bzw. nicht nachgefragt. Dies kann dazu führen, dass der EUA-Preis sinkt und damit bewirkt, dass ansonsten durchgeführte CO₂-Minderungsmaßnahmen im (EU-weiten) Emissionshandelsbereich nicht durchgeführt werden.

Bei unzureichender Abstimmung der Instrumente kann deren Interaktion dazu führen, dass ein Großteil der durch EEG-Anlagen bewirkten CO₂-Reduktion durch verminderte Reduktionen im Emissionshandelsbereich kompensiert wird. Einerseits kann dieser Zusammenhang so interpretiert werden, dass das EEG bei vorgegebenem Emissionsbudget für den Emissionshandelsbereich kaum eine zusätzliche CO₂-Minderung bewirkt.¹⁴⁴ Andererseits gilt aber auch, dass durch die Stromerzeugung in EEG-Anlagen ein Teil der Minderungsleistungen, die ansonsten vom Emissionshandelsbereich zu leisten wären, erbracht wird. Während im ersten Fall das EEG als unwirksam bewertet wird, wäre im zweiten Fall eine eingeschränkte Wirksamkeit des Emissionshandels zu konstatieren. Letztlich kommt es aber nicht darauf an, dass eine Wirkungseinbuße dem einen oder dem anderen Instrument zugerechnet wird, sondern darauf, dass eine negative Wechselwirkung durch eine Abstimmung der Instrumente vermieden wird.

Eine negative Wechselwirkung könnte dann auftreten, wenn es durch die Interaktion zu Effizienzverlusten kommt. In Kapitel 3.4 wurde darauf hingewiesen, dass gerade bei der Festlegung des Emissionshandelsbudgets den gesamtwirtschaftlichen Kosten und damit der (statischen) Effizienz eine wichtige Rolle zukommt. Eine ökonomisch effiziente Aufteilung der Budgets ergibt sich dann, wenn die Grenzvermeidungskosten im Emissionshandelsbereich den Grenzvermeidungskosten im Nicht-Emissionshandelsbereich (also z. B. im Verkehr oder bei der Raumwärme) entsprechen. Durch den Interaktionseffekt verringern sich nun der Zertifikatspreis und damit die Grenzvermeidungskosten im Emissionshandelssektor. Eine an Effizienzgesichtspunkten angelegte Zielaufteilung wird damit konterkariert, es sei denn der In-

¹⁴² Beim Zusammenwirken von Instrumenten wie dem EEG und dem Emissionshandel können auch unbeabsichtigte Verteilungswirkungen auftreten. Dabei kann danach unterschieden werden, ob der Betreiber einer EEG-Anlage zugleich eine Anlage betreibt, die dem Emissionshandelsbereich unterliegt, oder nicht (vgl. Walz/Betz 2003).

¹⁴³ Es ist zu beachten, dass diese Argumentation nicht greift, wenn durch die Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien eine Verbrennung fossiler Brennstoffe außerhalb des Emissionshandelsbereichs substituiert wird, z.B. bei einer Substitutionen von Elektrizität aus kleinen, nicht unter das TEHG fallenden Stromerzeugungsanlagen oder bei einer Substitution der Wärmeerzeugung in nicht TEHG-Anlagen, z.B. durch den Ausbau der Biomasse-KWK bis 20 MW. Allerdings dürfte dieser Anteil des Outputs von EEG-Anlagen auch in Zukunft gering sein im Vergleich zu dem Anteil, der Stromerzeugung im Emissionshandelsbereich substituiert.

¹⁴⁴ So zieht der Beirat beim BMWA (2004) die Schlussfolgerung, dass vom EEG keinerlei CO₂-mindernde Wirkung ausginge und es deshalb im Zusammenwirken mit dem Emissionshandelssystem unwirksam sei. Eine ähnliche Argumentation wäre allerdings auch auf andere Politiken und Maßnahmen anwendbar, die im Rahmen der gesamten Klimaschutzpolitik neben dem Emissionshandelssystem bestehen. Dies gilt insbesondere für Maßnahmen, die zu einer Verminderung der gesamten Stromnachfrage führen und hierdurch indirekt ebenfalls Emissionsberechtigungen „freisetzen“. Nach der Argumentation des BMWA-Beirats könnten dann z.B. auch Stromeinsparungen im Haushaltsbereich als nicht CO₂-wirksam angesehen werden, weil die Emissionsvermindernungen auch in diesem Fall zu Verlagerungen von Emissionen führen könnten.

teraktionseffekt ist ex ante bei der Festlegung der Emissionsbudgets auf der Makroebene bereits berücksichtigt worden. Grundsätzlich ist damit eine Abstimmung der Instrumente Emissionshandel und EEG erforderlich, die insbesondere bei der Allokationsplanung anzusetzen hat.

Bei der Diskussion der Effekte ist auch zu bedenken, dass es sich beim Emissionshandel um einen europaweiten Markt handelt. Der national induzierte Interaktionseffekt würde also auf einem europäischen Markt wirksam. Wegen der europaweiten Nachfrage nach freigesetzten Zertifikaten in Deutschland wäre der isolierte Effekt des EEG auf die Preise für EUA daher begrenzt. Andererseits muss aber auch das EEG im Kontext der europäischen Energiepolitik gesehen werden, insbesondere mit Blick auf die Umsetzung der Europäischen Richtlinie zur Förderung der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energiequellen im Elektrizitätsbinnenmarkt. Demnach dürfte ein Interaktionseffekt nicht allein von Deutschland, sondern ebenfalls auch von den anderen Mitgliedstaaten angestoßen werden. Es ist deshalb in allen Mitgliedstaaten auf eine angemessene Abstimmung des Emissionshandels mit den jeweiligen Maßnahmen zur Förderung erneuerbarer Energien zu achten.

12.4.4 Fazit: Erforderliche Abstimmung zwischen EEG und Emissionshandel

Auch nach Einführung des Emissionshandels ist eine spezielle Förderung erneuerbarer Energien in Deutschland und in den anderen EU-Mitgliedstaaten erforderlich. Neben dem Beitrag erneuerbarer Energien zu den aktuellen, relativ kurzfristigen Klimaschutzzielen sind dabei die folgenden Aspekte von besonderer Bedeutung:

- die langfristigen Anforderungen des Klimaschutzes, die sich noch nicht in den Kyoto-Zielen und den Anforderungen des EU-Emissionshandels widerspiegeln, die aber einen erheblichen Einsatz erneuerbarer Energien unabdingbar erscheinen lassen,
- die Bedingungen für eine Weiterentwicklung der Technologien zum Einsatz erneuerbarer Energien und für die Realisierung der Kostensenkungspotenziale, die nach den Erkenntnissen der Innovationsforschung nicht losgelöst von einer frühzeitigen Diffusion erfolgen können und zugleich nicht auf wenige Technologien beschränkt sein sollten, sowie
- die Erreichung zusätzlicher Ziele wie die Reduktion nicht CO₂-bedingter externer Kosten der Umweltbelastung sowie der langfristigen Ressourcenschonung, die nicht Gegenstand des Emissionshandels sind.

Zumindest in einer Übergangsphase ist deshalb ein Nebeneinander von Emissionshandel und der speziellen Förderung erneuerbarer Energien wie durch das gegenwärtige EEG in Deutschland unausweichlich. Wie lange dies notwendig sein wird, ist gegenwärtig schwer einzuschätzen. So dürfte sich die Dauer der speziellen Förderung zwischen den einzelnen Formen der erneuerbaren Energien unterscheiden, weil einzelne Technologien schneller die erforderlichen Kostendegressionen realisieren dürften als andere. Die Dauer hängt auch von der Frage ab, in welchem Ausmaß die nicht klimaschutzbedingten externen Effekte auch in Zukunft eine zusätzliche Förderung der erneuerbaren Energien begründen und wann sich die langfristigen Erfordernisse des Klimaschutzes in der Obergrenze der ausgegebenen EUA widerspiegeln.

Das Nebeneinander von EEG und Emissionshandel kann zu negativen Wechselwirkungen führen, die die Gesamtwirkung und Effizienz der Klimaschutzpolitik beeinträchtigen können. Es besteht insbesondere die Gefahr, dass es bei gegebener Gesamtmenge an Zertifikaten zu einer Kompensation der Emissionsminderung im Emissionshandelsbereichs und einer Verminderung des Zertifikatspreises kommt, woraus Effizienzverluste resultieren können.

Um dies zu verhindern, muss im Rahmen der Allokationsplanung eine Abstimmung der gleichzeitig eingesetzten Instrumente erfolgen, sowohl in Deutschland als auch in den anderen Mitgliedstaaten. Dabei ist sicherzustellen, dass die förderbedingten Beiträge erneuerbarer Energien in den Makroplänen ausreichend berücksichtigt werden. So sollten die erwarteten EEG-bedingten Emissionsminderungen in einer Handelsperiode zu einer Verminderung der Gesamtzuteilung von Emissionsberechtigungen an den Emissionshandelsbereich führen, damit dort eine Kompensation der Emissionsminderung und gesamtwirtschaftlich Effizienzverluste vermieden werden.

12.4.5 Literatur

- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) 2002: Bericht über den Stand der Markteinführung und der Kostenentwicklung von Anlagen zur Erzeugung von Strom aus erneuerbaren Energien (Erfahrungsbericht zum EEG). Berlin.
Download unter:
http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/eeg_erfahrungsbericht.pdf.
- BMU 2004: Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien vom 21. Juli 2004 - Abschätzung der Entwicklung der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien bis 2020 und finanzielle Auswirkungen, BMU, Berlin.
- Dasgupta, P.; Stoneman, P. (eds.) (1987) *Economic policy and technological performance*. Cambridge, Cambridge University Press.
- DLR (Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt) et al. (2004): *Ökologisch optimierter Ausbau der Nutzung erneuerbarer Energien in Deutschland*. Stuttgart, Heidelberg, Wuppertal.
- Hohmeyer, O. (2002): Vergleich externer Kosten der Stromerzeugung in Bezug auf das Erneuerbare Energien Gesetz. In: UBA-Texte 06-02, Berlin.
- Meyer-Krahmer, F. 2004: Innovations- und Technologiepolitik. In: Gerlach, F.; Ziegler, A. (Hrsg.): *Neue Herausforderungen in der Strukturpolitik*, Marburg, S. 181-204.
- Mowery, D. (1994): *Science and Technology Policy in Interdependent Economies*. In: Boston, Kluwer Academic Publishers.
- Neij, L. (2004): The development of the experience curve concept and its application in energy policy assessment. In: *International Journal of Energy Technology and Policy*, Vol. 2, Nr. 1/2, S. 3-14.
- OECD (Organisation for economic co-operation and development); IEA (International energy agency) (2000): *Experience Curves for Energy Policy*, OECD/IEA. Paris.
- Ragwitz M. et al. (2005): "Analysis of the renewable energy sources' evolution up to 2020 FORRES 2020", Fraunhofer IRB Verlag.
- Sijm, J. (2005): The interaction between the EU emissions trading scheme and national energy policies, in: *Climate Policy*, Vol. 5, Nr. 1, S. 79-96.
- Walz, R. (2004): Wirkung von Umweltschutz auf Innovation, in: INFRAS/ISI: *Auswirkungen des Umweltschutzes auf BIP, Arbeitsplätze und Unternehmen*, Schriftenreihe des BUWAL, Bern, S. 84-108.
- Walz, R.; Betz, R. (2003): Interaction of the EU Directive with German climate policy instruments. In: *Final Report within the EU Project Interaction in Climate Policy (INTERACT)*, Karlsruhe.
- Wissenschaftlicher Beirat beim BMWA (Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit) (2004): *Zur Förderung erneuerbarer Energien*, Köln.

13 Wirkungsanalyse (DIW Berlin, ISI)

13.1 Vorbemerkungen (DIW Berlin)

Die Auswirkungen des europäischen Emissionshandels auf die direkt oder indirekt betroffenen Wirtschaftsbereiche und auf die Gesamtwirtschaft lassen sich bisher nur grob schätzen. Generell hängen sowohl die ökologischen als auch die ökonomischen Wirkungen davon ab, wie viele Emissionsrechte in Europa insgesamt zugeteilt werden und nach welchen Regeln die Zuteilung in den einzelnen Ländern erfolgt. Die tatsächlichen Zuteilungen sowie die Erwartungen der Unternehmen über die künftige Entwicklung des Emissionshandels werden sich maßgeblich auf den Preis der Zertifikate in der ersten Handelsperiode auswirken. Vorhersagen über die Entwicklung des Zertifikatspreises sind allein aus diesen Gründen gegenwärtig noch recht unsicher. Dies gilt erst recht für die zu erwartenden Reaktionen und Strategien der unterschiedlichen Marktteilnehmer. Auch aus methodischen Gründen sind Wirkungsschätzungen schwierig. Sie können sich bisher kaum auf entsprechende Erfahrungen mit einem solchen Handelssystem stützen und erfordern insofern in hohem Maße Annahmen, deren Gültigkeit sich erst im Verlauf des Emissionshandels selbst erweisen muss. Aus methodischer Sicht ist außerdem zu beachten, dass keine Rechenmodelle vorliegen, in denen alle wichtigen Effekte der Zuteilung und des Emissionshandels ausreichend abgebildet werden. Die im Rahmen dieser Untersuchung durchgeführten Wirkungsschätzungen müssen sich von daher im Wesentlichen auf eher qualitative Analysen und die Ableitung von Tendenzaussagen beschränken. Dabei ist besonders zu beachten, an welcher Vergleichssituation die Wirkungen des Allokationsplans bzw. des Emissionshandels gemessen werden. Da die allgemeinen Emissionsziele in Europa und in Deutschland für den Betrachtungszeitraum weitgehend vorgegeben sind, wäre ein bloßer Vergleich mit und ohne Emissionshandel nicht angemessen, da anderenfalls andere Instrumente zur Erreichung dieser Ziele eingesetzt werden müssten. Diese Fragen – wie auch das Zusammenwirken unterschiedlicher Instrumente zum Klimaschutz – werden künftig noch vertieft zu untersuchen sein.

In diesem Kapitel wird zunächst nach den unmittelbaren Auswirkungen im Bereich der Elektrizitätswirtschaft gefragt, der im Zusammenhang mit dem europäischen Emissionshandel von besonderer Bedeutung ist. Dabei geht es insbesondere um die Frage, welchen Einfluss der Emissionshandel auf die Strompreise haben wird. Anschließend werden die Kostenwirkungen in ausgewählten Bereichen des Verarbeitenden Gewerbes betrachtet. Als besonders schwierig erweist sich eine Schätzung der gesamtwirtschaftlichen Wirkungen des Emissionshandels. Hierzu sollen Ergebnisse vorliegender Studien dargestellt und erläutert werden.

13.2 Der Einfluss des Emissionshandels auf Strompreise (DIW Berlin)

13.2.1 Fragestellung

Mit dem Emissionshandel wird in Europa ein neues Instrument der Umweltpolitik eingeführt, mit dem bisher auch international gesehen nur vereinzelte Erfahrungen vorliegen. Es ist deshalb wichtig, frühzeitig die möglichen Auswirkungen des beginnenden CO₂-Emissionshandels und speziell der Allokationsplanung nicht nur hinsichtlich der Emissionen, sondern auch mit Blick auf Folgeeffekte auf den unterschiedlichen Ebenen der Wirtschaft und der Gesellschaft zu untersuchen. Dies ist vor allem auch für die weitere Entwicklung und Ausgestaltung des Emissionshandels in Europa und der hierfür erforderlichen Nationalen Allokationspläne von Interesse. Hierbei sind Wirkungen im Bereich der Energiewirtschaft, in anderen Wirtschaftsbereichen, im Bereich der Haushalte und auf gesamtwirtschaftlicher Ebene zu unterscheiden.

In diesem Kapitel geht es um die Frage, wie sich das Emissionshandelssystem unter den bisher beschlossenen internationalen und nationalen Regelungen in den kommenden Jahren speziell auf die Strompreise auswirken dürfte. Die Betrachtung des Elektrizitätsbereichs ist vor allem deshalb von besonderer Bedeutung, weil er einen hohen Anteil an den CO₂-Emissionen aufweist und weil der Brennstoffkostenanteil hier relativ hoch ist.

Die Zertifikate werden in Europa zu mindestens 95 % und in Deutschland zu 100 % kostenlos ausgegeben, so dass eine weitgehende Kompensation der Zertifikatskosten erfolgt. Neben der sich netto ergebenden Gesamtkostenbelastung sind allerdings auch die Einflüsse der Opportunitätskosten auf die variablen bzw. marginalen Kosten zu betrachten, da sie für Preis- und Mengenstrategien der betroffenen Unternehmen eine eigenständige Bedeutung haben können. Die zu erwartenden Effekte sind dabei jeweils vor dem Hintergrund der im Zuteilungsgesetz 2007 festgelegten Einzelregelungen zur Mikroallokation auf Anlagenebene (einschließlich der unterschiedlichen Sonderregelungen) zu analysieren.

Im Folgenden wird zunächst der Einfluss des Emissionshandels unter den in Deutschland geltenden Bedingungen auf die Stromerzeugungskosten untersucht und anschließend mögliche Effekte des Zertifikatspreises und der kostenlosen Zuteilung auf die Strompreise diskutiert, wobei allerdings auch andere Determinanten der Strompreise zu beachten sind. Da zu diesen Wirkungen bisher nur wenige empirische Erfahrungen vorliegen, müssen sich solche Untersuchungen bisher noch stark auf theoretische Analysen stützen. Unter zusätzlicher Berücksichtigung verschiedener preisstatistischer Informationen lassen sich aber zumindest Größenordnungen der Preiseffekte abschätzen. Diese Preiseffekte hängen wesentlich davon ab, ob die Preisbildung auf der Basis von Durchschnittskosten unter Einrechnung der kostenlosen Zuteilung oder auf der Basis von Grenzkosten (einschließlich der Opportunitätskosten der Zertifikate) erfolgt.

Es ist zu betonen, dass die folgenden Untersuchungen auf Partialanalysen des Strombereichs beruhen und mögliche gesamtwirtschaftliche Effekte sowie deren Rückwirkungen grundsätzlich nicht umfassen. In zeitlicher Hinsicht konzentriert sich die folgende Betrachtung auf die Effekte der ersten, 2005 beginnenden Handelsperiode.

13.2.2 Einfluss auf die Stromerzeugungskosten

Der Einfluss des Emissionshandels auf die Stromerzeugungskosten in Deutschlands soll im Folgenden mit Blick auf die Größenordnungen für typische Kraftwerke auf Basis von Gas, Steinkohle und Braunkohle geschätzt werden. Dabei werden jeweils zum einen bestehende, ältere Kraftwerke und neue Kraftwerke sowie zum anderen zwei Lastbereiche unterschieden.

Der Betrachtung liegt das folgende vereinfachende Modell der Kosten je erzeugter kWh Strom bei vorgegebener Auslastung zugrunde, bei dem fixe Kosten des Kapitalsdienstes (für Zinsen, Abschreibungen) und des Betriebs, variable Kosten für Energie, Zertifikate und den Betrieb sowie die Kompensation in Form der Gratiszuteilung von Emissionsrechten berücksichtigt werden.

Durchschnittliche fixe Kosten: $k_F = [a(i, n) + b] \cdot p_K / \alpha_K$

Durchschnittliche variable Kosten: $k_V = (p_B + p_Z \cdot e_i) / \eta + k_{VB}$

Durchschnittliche Kompensation: $w_A = f \cdot p_Z \cdot e_i / \eta$

Durchschnittlicher Gewinn: $g = p - (k_F + k_V - w_A)$

mit

| | |
|------------|--|
| a | Annuitätsfaktor |
| i | Zinssatz |
| n | Lebensdauer |
| b | Anteil fixer Betriebskosten an Investition |
| p_K | Spezifische Investition (leistungsbezogen) |
| α_K | Auslastung der Leistung |
| p_B | Brennstoffpreis |
| p_Z | Zertifikatspreis |
| e_i | Emissionsfaktor (inputbezogen) |
| η | Nutzungsgrad |
| k_{VB} | Variable Betriebskosten |
| f | Zuteilungsfaktor |
| p | Durchschnittserlös der Stromerzeugung |

Die Unterteilung in fixe und variable Kosten ist vor allem für den Betrieb von bestehenden Anlagen von Bedeutung. In kurzfristiger Sicht können die aus den früher getätigten Investitionen resultierenden Kapitalkosten und unter Umständen auch die sonstigen fixen Kosten des Betriebs irrelevant sein, sofern die Anlagen ohnehin weiter betrieben werden.

Allein die variablen Kosten hängen von der erzeugten Menge ab. Im hier betrachteten Fall konstanter (d.h. mengenunabhängiger) durchschnittlicher variabler Kosten geben diese zugleich die marginalen Kosten (Grenzkosten) an, die durch eine zusätzliche Produktionseinheit verursacht werden.

Die Grenzkosten werden maßgeblich von den Brennstoffpreisen und dem Nutzungsgrad (dem durchschnittlichen Wirkungsgrad) der Anlage sowie von weiteren variablen Betriebskosten bestimmt. Im Fall des Emissionshandels erhöhen sich die Kosten der eingesetzten Brennstoffe

für den Anlagenbetreiber um den Wert der erforderlichen Emissionsrechte, der sich aus dem Zertifikatspreis und dem Emissionsfaktor ergibt. Es ist zu beachten, dass der Einfluss der erforderlichen Emissionsrechte auf die Grenzkosten grundsätzlich unabhängig von der Anfangsausstattung durch Gratiszuteilung ist. Hierin kommt zum Ausdruck, dass für den Betreiber die Opportunitätskosten maßgeblich sind.

In einer vollständigen Betrachtung der Nettobelastung ist gesondert der Wert der gratis zugeordneten Emissionsrechte zu berücksichtigen. Dazu dient in der Analyse der Zuteilungsfaktor, der den Anteil der Zuteilung an der tatsächlichen Emission angibt. Bei unveränderter Auslastung bestehender Anlagen ist dieser Zuteilungsfaktor mit dem Erfüllungsfaktor des Zuteilungsgesetzes (und dem ggf. anzuwendenden Faktor für eine anteilige Kürzung) vergleichbar. Im Einzelfall kann der Zuteilungsfaktor aufgrund von Sonderregelungen (z.B. aufgrund Early Action) oder aufgrund der gesetzlichen Benchmarks allerdings von diesen Erfüllungsfaktoren sowohl nach unten als auch nach oben abweichen.

Wenn der Zuteilungsfaktor eins beträgt, wirkt sich der Emissionshandel zwar auf die variablen bzw. marginalen Stromerzeugungskosten aus, in diesem Fall resultiert allerdings bei gleichbleibender Auslastung keine Nettobelastung des Anlagenbetreibers.

Zur Abschätzung der quantitativen Effekte werden in Tabelle 13-1 die Stromerzeugungskosten für stilisierte alte und neue Kraftwerke dargestellt. Die technischen und ökonomischen *Parameter* beziehen sich dabei auf das Analysejahr 2005 (IKARUS-Datenbank 2003). Gegenüber den bestehenden Anlagen weisen die neuen Anlagen niedrigere leistungsbezogene Investitionskosten und zugleich höhere Wirkungsgrade auf. Die spezifischen Investitionsausgaben von Gaskraftwerken sind wesentlich niedriger als die von Steinkohlekraftwerken, die ihrerseits billiger sind als Braunkohlekraftwerke. Auch mit Blick auf die durchschnittlichen Wirkungsgrade haben neue Gaskraftwerke beträchtliche Vorteile gegenüber Kohlekraftwerken, die allerdings ebenfalls deutliche Effizienzgewinne aufweisen.

Eine umgekehrte Reihenfolge ergibt sich allerdings bei den *Brennstoffpreisen*, wobei hier die aktuellen Werte für den Einsatz in Kraftwerken verwendet werden (Gaspreis einschl. Erdgassteuer, Kohlepreis für Kraftwerke frei Grenze zzgl. Transportkosten, Braunkohlenpreis unter Berücksichtigung von erzielten Kostensenkungen). Auf Prognosen der Preisentwicklung über die Lebensdauer der Anlagen wird hier verzichtet. Insofern gelten die (statischen) Kostenkalkulationen nur für den aktuellen Zeitraum.

Die durchschnittlichen Gesamtkosten der Stromerzeugung hängen wesentlich von der Auslastung ab. Je höher die fixen Kosten in Relation zu den variablen Kosten (vor allem Brennstoffkosten) sind, desto stärker sinken die Durchschnittskosten mit zunehmender Auslastung. Deshalb sind Gaskraftwerke tendenziell bei geringerer Auslastung kostengünstiger und bei hoher Auslastung kostengünstiger als Kohlekraftwerke. Für die betrachteten Kraftwerke wird in der Tabelle zum Vergleich jeweils eine *Auslastung* von 3500 und 7000 Stunden pro Jahr unterstellt.

Im Fall des *Emissionshandels* kommen zu den Brennstoffkosten die (Opportunitäts-) Kosten für die erforderlichen Emissionsrechte hinzu, die maßgeblich vom Zertifikatspreis abhängen. Die Preiserwartungen für den *Zertifikatspreis* in der Handelsperiode 2005 bis 2007 liegen

derzeit noch in einer weiten Spanne. Anfang 2005 ist der EUA-Zertifikatspreis (EEX-Index) zunächst unter 7 Euro gefallen, er ist danach aber kontinuierlich gestiegen und hat im Juli 2005 sogar fast 30 Euro erreicht. Bei den im Folgenden dargestellten Rechnungen ist eine Bandbreite von 5 bis 15 Euro mit einem mittleren Wert von 10 Euro zugrundegelegt worden (Tabelle 13-2).

Tabelle 13-1 Einfluss des Emissionshandels auf die Stromerzeugungskosten (Zertifikatspreis 10 Euro)

| Parameter | | Gas-Kraftwerk | | | | Steinkohle-Kraftwerk | | | | Braunkohle-Kraftwerk | | | |
|-------------------------------|---------|---------------|--------|--------|--------|----------------------|--------|--------|--------|----------------------|--------|--------|--------|
| | | alt | | neu | | alt | | neu | | alt | | neu | |
| | | Mittel | Grund | Mittel | Grund | Mittel | Grund | Mittel | Grund | Mittel | Grund | Mittel | Grund |
| Brennstoffpreis | ct/kWh | 2,09 | 2,09 | 2,09 | 2,09 | 0,74 | 0,74 | 0,74 | 0,74 | 0,45 | 0,45 | 0,45 | 0,45 |
| Zertifikatspreis | EUR/t | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| Emissionsfaktor (Input) | kg/kWh | 0,202 | 0,202 | 0,202 | 0,202 | 0,342 | 0,342 | 0,342 | 0,342 | 0,400 | 0,400 | 0,400 | 0,400 |
| Nutzungsgrad | kWh/kWh | 0,393 | 0,393 | 0,575 | 0,575 | 0,395 | 0,395 | 0,46 | 0,46 | 0,34 | 0,34 | 0,445 | 0,445 |
| Zinssatz | %/a | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| Lebensdauer | a | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 |
| Spez. Investition | EUR/kW | 537 | 537 | 432 | 432 | 1074 | 1074 | 941 | 941 | 1288 | 1288 | 1271 | 1271 |
| Ausnutzungsdauer | kWh/kW | 3500 | 7000 | 3500 | 7000 | 3500 | 7000 | 3500 | 7000 | 3500 | 7000 | 3500 | 7000 |
| Betriebskostensatz fix | %/a | 3,0 | 3,0 | 4,6 | 4,6 | 3,0 | 3,0 | 4,0 | 4,0 | 3,0 | 3,0 | 4,0 | 4,0 |
| Variable Betriebskosten | ct/kWh | 0,05 | 0,05 | 0,15 | 0,15 | 0,2 | 0,2 | 0,26 | 0,26 | 0,26 | 0,26 | 0,26 | 0,26 |
| Annuitätsfaktor | 1/a | 0,0872 | 0,0872 | 0,0872 | 0,0872 | 0,0872 | 0,0872 | 0,0872 | 0,0872 | 0,0872 | 0,0872 | 0,0872 | 0,0872 |
| Auslastung | . | 0,3995 | 0,7991 | 0,3995 | 0,7991 | 0,3995 | 0,7991 | 0,3995 | 0,7991 | 0,3995 | 0,7991 | 0,3995 | 0,7991 |
| Emission | kg/kWh | 0,5140 | 0,5140 | 0,3513 | 0,3513 | 0,8658 | 0,8658 | 0,7435 | 0,7435 | 1,1765 | 1,1765 | 0,8989 | 0,8989 |
| Zuteilungsfaktor | . | 0,9260 | 0,9260 | 1,0390 | 1,0390 | 0,9260 | 0,9260 | 1,0000 | 1,0000 | 0,9260 | 0,9260 | 0,8344 | 0,8344 |
| Emissionsrechtezuteilung | kg/kWh | 0,4760 | 0,4760 | 0,3650 | 0,3650 | 0,8018 | 0,8018 | 0,7435 | 0,7435 | 1,0894 | 1,0894 | 0,7500 | 0,7500 |
| Kostenkomponenten | | | | | | | | | | | | | |
| Kapitalkosten | ct/kWh | 1,34 | 0,67 | 1,08 | 0,54 | 2,68 | 1,34 | 2,34 | 1,17 | 3,21 | 1,60 | 3,17 | 1,58 |
| Betriebskosten fix | ct/kWh | 0,46 | 0,23 | 0,57 | 0,28 | 0,92 | 0,46 | 1,08 | 0,54 | 1,10 | 0,55 | 1,45 | 0,73 |
| Fixkosten gesamt | ct/kWh | 1,80 | 0,90 | 1,64 | 0,82 | 3,60 | 1,80 | 3,42 | 1,71 | 4,31 | 2,16 | 4,62 | 2,31 |
| Variable Betriebskosten | ct/kWh | 0,05 | 0,05 | 0,15 | 0,15 | 0,20 | 0,20 | 0,26 | 0,26 | 0,26 | 0,26 | 0,26 | 0,26 |
| Brennstoffkosten | ct/kWh | 5,32 | 5,32 | 3,63 | 3,63 | 1,87 | 1,87 | 1,61 | 1,61 | 1,32 | 1,32 | 1,01 | 1,01 |
| Zertifikatskosten | ct/kWh | 0,51 | 0,51 | 0,35 | 0,35 | 0,87 | 0,87 | 0,74 | 0,74 | 1,18 | 1,18 | 0,90 | 0,90 |
| Variable Kosten gesamt | ct/kWh | 5,88 | 5,88 | 4,14 | 4,14 | 2,94 | 2,94 | 2,61 | 2,61 | 2,76 | 2,76 | 2,17 | 2,17 |
| Gesamtkosten ohne Kompens. | ct/kWh | 7,68 | 6,78 | 5,78 | 4,96 | 6,54 | 4,74 | 6,03 | 4,32 | 7,07 | 4,92 | 6,79 | 4,48 |
| Kompensation | ct/kWh | 0,48 | 0,48 | 0,37 | 0,37 | 0,80 | 0,80 | 0,74 | 0,74 | 1,09 | 1,09 | 0,75 | 0,75 |
| Gesamtkosten mit Kompens. | ct/kWh | 7,20 | 6,31 | 5,41 | 4,59 | 5,73 | 3,94 | 5,29 | 3,58 | 5,98 | 3,83 | 6,04 | 3,73 |
| Gesamt ohne Emissionshandel | ct/kWh | 7,17 | 6,27 | 5,43 | 4,61 | 5,67 | 3,87 | 5,29 | 3,58 | 5,90 | 3,74 | 5,89 | 3,58 |
| Erhöhung der Gesamtkosten | ct/kWh | 0,04 | 0,04 | -0,01 | -0,01 | 0,06 | 0,06 | 0,00 | 0,00 | 0,09 | 0,09 | 0,15 | 0,15 |
| Relative Kosteneffekte | | | | | | | | | | | | | |
| Variable Kosten ohne Kompens. | % | 9,6 | 9,6 | 9,3 | 9,3 | 41,8 | 41,8 | 39,8 | 39,8 | 74,3 | 74,3 | 70,7 | 70,7 |
| Gesamtkosten ohne Kompens. | % | 7,2 | 8,2 | 6,5 | 7,6 | 15,3 | 22,4 | 14,1 | 20,8 | 20,0 | 31,5 | 15,3 | 25,1 |
| Gesamtkosten mit Kompens. | % | 0,5 | 0,6 | -0,3 | -0,3 | 1,1 | 1,7 | 0,0 | 0,0 | 1,5 | 2,3 | 2,5 | 4,2 |

Kompensation = Wert der Zuteilung; Zuteilung ohne Sonderregeln. Mittel = Mittellast, Grund = Grundlast.

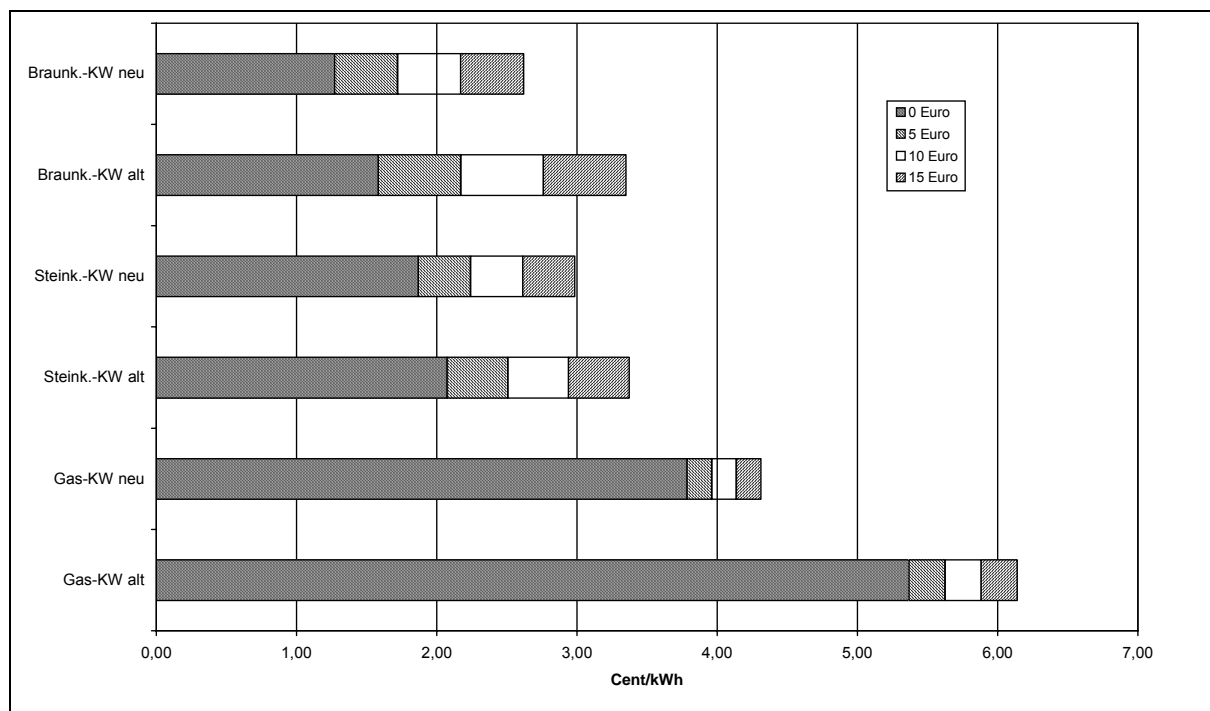
Quellen: Kraftwerksdaten 2005 der IKARUS-Datenbank (2003), Berechnungen des DIW Berlin.

Tabelle 13-2 Absolute und relative Änderungen der variablen und gesamten Stromerzeugungskosten bei Zertifikatspreisen von 5, 10 und 15 Euro

| | | Gas-Kraftwerk | | | | Steinkohle-Kraftwerk | | | | Braunkohle-Kraftwerk | | | |
|--------------------------------------|--------|---------------|-------|--------|-------|----------------------|-------|--------|-------|----------------------|-------|--------|-------|
| | | alt | | neu | | alt | | neu | | alt | | neu | |
| | | Mittel | Grund | Mittel | Grund | Mittel | Grund | Mittel | Grund | Mittel | Grund | Mittel | Grund |
| Zertifikatspreis 5 Euro | | | | | | | | | | | | | |
| Variable Kosten | ct/kWh | 0,26 | 0,26 | 0,18 | 0,18 | 0,43 | 0,43 | 0,37 | 0,37 | 0,59 | 0,59 | 0,45 | 0,45 |
| Gesamtkosten | ct/kWh | 0,02 | 0,02 | -0,01 | -0,01 | 0,03 | 0,03 | 0,00 | 0,00 | 0,04 | 0,04 | 0,07 | 0,07 |
| Variable Kosten | % | 4,8 | 4,8 | 4,6 | 4,6 | 20,9 | 20,9 | 19,9 | 19,9 | 37,1 | 37,1 | 35,4 | 35,4 |
| Gesamtkosten | % | 0,3 | 0,3 | -0,1 | -0,1 | 0,6 | 0,8 | 0,0 | 0,0 | 0,7 | 1,2 | 1,3 | 2,1 |
| Zertifikatspreis 10 Euro | | | | | | | | | | | | | |
| Variable Kosten | ct/kWh | 0,51 | 0,51 | 0,35 | 0,35 | 0,87 | 0,87 | 0,74 | 0,74 | 1,18 | 1,18 | 0,90 | 0,90 |
| Gesamtkosten | ct/kWh | 0,04 | 0,04 | -0,01 | -0,01 | 0,06 | 0,06 | 0,00 | 0,00 | 0,09 | 0,09 | 0,15 | 0,15 |
| Variable Kosten | % | 9,6 | 9,6 | 9,3 | 9,3 | 41,8 | 41,8 | 39,8 | 39,8 | 74,3 | 74,3 | 70,7 | 70,7 |
| Gesamtkosten | % | 0,5 | 0,6 | -0,3 | -0,3 | 1,1 | 1,7 | 0,0 | 0,0 | 1,5 | 2,3 | 2,5 | 4,2 |
| Zertifikatspreis 15 Euro | | | | | | | | | | | | | |
| Variable Kosten | ct/kWh | 0,77 | 0,77 | 0,53 | 0,53 | 1,30 | 1,30 | 1,12 | 1,12 | 1,76 | 1,76 | 1,35 | 1,35 |
| Gesamtkosten | ct/kWh | 0,06 | 0,06 | -0,02 | -0,02 | 0,10 | 0,10 | 0,00 | 0,00 | 0,13 | 0,13 | 0,22 | 0,22 |
| Variable Kosten | % | 14,4 | 14,4 | 13,9 | 13,9 | 62,6 | 62,6 | 59,7 | 59,7 | 111,4 | 111,4 | 106,1 | 106,1 |
| Gesamtkosten | % | 0,8 | 0,9 | -0,4 | -0,4 | 1,7 | 2,5 | 0,0 | 0,0 | 2,2 | 3,5 | 3,8 | 6,2 |
| Quelle: Berechnungen des DIW Berlin. | | | | | | | | | | | | | |

Unabhängig von den Zuteilungsmengen erhöhen sich die *durchschnittlichen variablen Stromerzeugungskosten* (Grenzkosten) nach Maßgabe des Zertifikatspreises, des brennstoffabhängigen Emissionsfaktors und des anlagenabhängigen Nutzungsgrades (Abbildung 13-1). Da Braunkohle den höchsten Emissionsfaktor aufweist und zudem hier der Nutzungsgrad (vor allem bei bestehenden Anlagen) relativ gering ist, steigen hier die Grenzkosten in Folge des Emissionshandels besonders stark an. Zusätzlich ergeben sich bei Braunkohlenkraftwerken aufgrund der relativ geringen Grenzkosten in der Ausgangssituation durch den Emissionshandel besonders hohe prozentuale Grenzkostensteigerungen. Bei einem Zertifikatspreis von 10 Euro erhöhen sich die Grenzkosten der Stromerzeugung bei Braunkohle um 0,90 bzw. 1,18 ct/kWh, bei Steinkohle um 0,74 bzw. 0,87 ct/kWh und bei Gas um 0,35 bzw. 0,51 ct/kWh. Da die durchschnittlichen variablen Kosten bzw. die Grenzkosten hier als konstant betrachtet werden, sind diese Effekte unabhängig von der Anlagenauslastung.

Abbildung 13-1 Variable Stromerzeugungskosten in Abhängigkeit vom Zertifikatspreis



Bezogen auf die *durchschnittlichen Gesamtkosten* ergeben sich jeweils deutlich geringere relative Kostensteigerungen (vgl. Tabelle 13-1). Da mit zunehmender Auslastung die durchschnittlichen Gesamtkosten sinken, erhöht sich zugleich die relative Kostenzunahme durch den Emissionshandel. Ohne Berücksichtigung der kostenlosen Zuteilung erhöhen sich die durchschnittlichen Gesamtkosten bei einem Zertifikatspreis von 10 Euro im Fall von Braunkohlekraftwerken um 15,3 bis 31,5 %, während es bei Gaskraftwerken 6,5 bis 8,2 % sind.

Diese Kostenerhöhungen werden allerdings weitgehend durch die *kostenlose Zuteilung* von Emissionsrechten nach dem ZuG 2007 ausgeglichen oder sogar überkompensiert. Hierbei sind vor allem folgende Regelungen zu beachten (DEHST 2004):

- Für bestehende Anlagen gemäß § 7 ist der gesetzliche Erfüllungsfaktor nach ZuG 2007 § 5 in Höhe von 0,9709 zu berücksichtigen. Zusätzlich ergibt sich aus der Regelung des § 4 (4) ein Faktor für die anteilige Kürzung in Höhe von 0,9538, so dass die Zuteilung insgesamt um 7,4 % geringer ist als die Emissionen in der Basisperiode. Allerdings können die Betreiber zum Teil Sonderregelungen in Anspruch nehmen, z.B. für anerkannte Early Action.
- Für „zusätzliche Neuanlagen“ gilt gemäß ZuG 2007 § 11 (2) ein Benchmark-Bereich von 365 bis 750 g CO₂ je kWh, wobei ein Erfüllungsfaktor keine Anwendung findet. Die Zuteilung erfolgt für die ersten 14 Betriebsjahre. Dadurch können Betreiber von neuen Gaskraftwerken unter Umständen mehr Emissionsrechte erhalten, als sie für ihre Stromerzeugung benötigen, während die Emissionen selbst von modernen Braunkohlekraftwerken höher sein werden als der gesetzliche Emissionswert.

- Nach der besonderen Regelung in ZuG 2007 § 8 erfolgt die Zuteilung von Anlagen, die 2003 oder 2004 in Betrieb genommen wurden bzw. werden, auf Basis angemeldeter Emissionen, wobei für 12 Jahre ein Erfüllungsfaktor keine Anwendung findet. Außerdem können Betreiber, deren Anlagen unter § 7 oder § 8 fallen, eine Zuteilung nach § 11 beantragen.
- Für Neuanlagen als Ersatzanlagen können nach ZuG 2007 § 10 Übertragungen von Emissionsrechten einer vergleichbaren ersetzten Altanlagen beantragt werden. Dann werden für die Neuanlage für vier Betriebsjahre nach Betriebseinstellung Berechtigungen in einem Umfang zugeteilt, wie er sich aus der entsprechenden Anwendung des § 7 auf die ersetzte Anlage ergibt, wobei der Erfüllungsfaktor der ersetzten Anlage in Ansatz gebracht wird. Anschließend werden für die Neuanlage für weitere 14 Jahre Berechtigungen ohne Anwendung eines Erfüllungsfaktors zugeteilt. Die insoweit zuteilenden Berechtigungen ergeben sich aus den jährlichen Emissionen der Anlage in der jeweiligen Basisperiode.

In Tabelle 13-1 und Tabelle 13-2 sind die ersten beiden Fälle unterstellt. Im Fall eines *alten Kraftwerks* steigen die Gesamtkosten bei einem Zertifikatspreis von 10 Euro unter Berücksichtigung der Kompensation durch kostenlose Zuteilung bei den betrachteten Kraftwerken um 0,5 bis 2,3 % (Gas 0,5 bzw. 0,6 %, Steinkohle 1,1 bzw. 1,7 %, Braunkohle 1,5 bzw. 2,3 %).

Im Fall eines *neuen Kraftwerks* sind die Benchmark-Bereiche zu beachten. Da die Emissionen des Gaskraftwerks noch etwas unterhalb des Benchmarks liegen, kommt es hier zu einer Nettoentlastung des Betreibers. Beim Steinkohlekraftwerk liegen die Emissionen innerhalb der Bandbreite. Wird davon ausgegangen, dass es sich hierbei um die beste verfügbare Technik handelt, dann bekommt der Betreiber gerade soviel zugeteilt, wie er benötigt, so dass weder eine Be- noch eine Entlastung des Betreibers resultiert. Hingegen ergibt sich für Betreiber von neuen Braunkohlekraftwerken durch den Emissionshandel eine Nettobelastung der durchschnittlichen Gesamtkosten von 2,5 % bzw. 4,2 %.

Für eine *Anlage nach § 8* (Inbetriebnahme 2003/4) gilt anders als bei zusätzlichen Neuanlagen kein Benchmark-Bereich, sondern es erfolgt eine Zuteilung nach den angemeldeten Emissionen der Anlage. Unter der Annahme, dass die Technik dieser Inbetriebnahmejahre nicht wesentlich von dem Stand 2005 abweicht, ergeben sich folgende Konsequenzen:

- Die Regelung nach § 8 wäre für den Betreiber des Gaskraftwerkes weniger attraktiv als der § 11, er würde deshalb die Anwendung von § 11 beantragen – mit den in Tabelle 13-1 dargestellten Folgen.
- Beim neuen Steinkohlekraftwerk würden sich (annahmegemäß) jeweils dieselben Emissionswerte wie nach § 11 ergeben; unter Umständen würde § 11 gewählt.
- Für den Betreiber eines unter § 8 fallenden Braunkohlenkraftwerks wäre die Regelung von § 8 günstiger als der Benchmark nach § 11. Dadurch würde – abweichend von in Tabelle 13-1 – für 12 Jahre eine Zuteilung ermöglicht, die eine Nettomehrbelastung vermeidet.

Hinsichtlich des *Wahlrechts für Altanlagen* nach § 7 (12) ergibt sich für die betrachteten Anlagen Folgendes:

- Das alte Gaskraftwerk liegt weit über dem Benchmark, so dass die Inkaufnahme eines Erfüllungsfaktors attraktiver sein dürfte als die Option der Neuanlagenregelung.
- Auch beim alten Steinkohlekraftwerk dürfte die Altanlagenregelung zunächst vorteilhafter sein, als sich am Benchmark messen zu lassen. Dies hängt allerdings letztlich auch von unsicheren künftigen Entwicklungen ab, so dass eine generelle Aussage über die Wahl nicht möglich ist.
- Für den Betreiber eines alten Braunkohlekraftwerkes ist die Neuanlagenregelung unattraktiv, so dass sich auch in diesem Fall keine Änderung gegenüber Tabelle 13-1 ergibt.

Bei diesen Überlegungen zur Optionsregelung ist jeweils die Auslastung als vorgegeben betrachtet worden. Ein wesentliches Motiv zur Wahl der Neuanlagenregelung (§ 11) kann aber darin bestehen, dass dann eine erwartete Anlagenauslastung angerechnet werden kann, die zu einer höheren Zuteilungsmenge führt.

Im Vergleich zu den erläuterten Zuteilungsfällen ist die mögliche Wahl der *Übertragungsregelung* nach § 10 weitaus komplexer, da sie von Gegebenheiten der Altanlage und der Neuanlage abhängt. In den ersten vier Jahren sind dann die Bedingungen der Altanlage maßgeblich (ggf. auch unter Berücksichtigung der Härtefallregelungen). Demzufolge werden für diesen Zeitraum in der Regel höhere Emissionen angerechnet; allerdings wird dann auch der Erfüllungsfaktor berücksichtigt sowie eine anteilige Kürzung der Zuteilung. In den folgenden 14 Jahren werden die (in der Regel geringeren) Emissionen der Neuanlage in der jeweiligen Basisperiode zugrunde gelegt, wobei dann aber kein Erfüllungsfaktor in Ansatz gebracht wird. Wenn die Betreiber sich rational verhalten, werden sie durch die Übertragungsregelung zumindest nicht schlechter gestellt als bei reiner Anwendung der Neuanlagenregelung. Die Nettobelastung wird in der Regel bei Wahl dieser Option niedriger sein oder sogar zu einer Nettoentlastung werden.

Die Inanspruchnahme der Übertragungsregel nach § 10 ZuG dürfte im Vergleich zur Neuanlagenregelung nach § 11 besonders dann attraktiv sein, wenn es sich bei der Neuanlage um ein Braunkohlekraftwerk handelt, da nicht der (in diesem Fall restriktive) Benchmark (max. 750 g je kWh) herangezogen wird, sondern die tatsächliche Emissionshöhe. Außerdem ist generell der begünstigte Zeitraum bei der Übertragungsregelung um vier Jahre länger als bei der Neuanlagenregelung. Falls dabei ein altes Braunkohlenkraftwerk mit relativ hohen Emissionen ersetzt wird, können außerdem die Zuteilungsmengen in den ersten vier Jahren trotz Erfüllungsfaktor und anteiliger Kürzung nicht nur höher sein als nach der Neuanlagenregelung, sondern auch höher als die tatsächlichen Emissionen. In der Summe führt dies dazu, dass die Zuteilung in den ersten achtzehn Jahren höher ist als die tatsächlichen Emissionen.

Nach der detaillierten Betrachtung dieser besonderen Regelungen zeigt sich, dass die in Tabelle 13-1 bzw. Tabelle 13-2 dargestellten Nettobelastungen eher Obergrenzen darstellen, die in einigen Fällen unterschritten werden können.

Zusammenfassend ist festzustellen,

- dass die durchschnittlichen variablen (bzw. Grenz-) Kosten der Stromerzeugung durch den Emissionshandel insbesondere beim Einsatz von Braunkohle aber auch im Fall von Steinkohle schon in der ersten Handelsperiode beträchtlich steigen können,
- dass dies allerdings durch die kostenlose Zuteilung von Emissionsrechten häufig weitreichend kompensiert oder sogar überkompensiert wird und
- dass es durch den Emissionshandel zwar insbesondere zu einer deutlichen Nettobelastung von Betreibern neuer Braunkohlenkraftwerke kommen kann, diese Nettobelastung aber vermindert werden kann, wenn die Übertragungsregelung in Anspruch genommen wird.

13.2.3 Determinanten der Strompreise

Der Einfluss des Emissionshandels auf die Strompreise in einem Land ist im Zusammenhang mit anderen Determinanten der Strompreise zu betrachten. Hierzu zählen unter anderem:

- Faktorausstattungen und davon abhängige Kostenstrukturen
- die Struktur der Erzeugungs-, Transport- und Verteilungskosten
- Kapazitätsbestände und -auslastungen
- betriebswirtschaftliche Kalkulationsgrundlagen (Abschreibungsdauer, Zinssatz)
- unternehmensspezifische Marktstrategien
- die Struktur der unterschiedlichen Strommärkte
- Differenzen zwischen Großhandels- und Endkundenpreisen
- Verbrauchscharakteristiken unterschiedlicher Abnehmergruppen
- Mengenrabatte und individuelle Sonderkonditionen
- regionale Unterschiede innerhalb eines Landes
- Verbrauchssteuer (Ökosteuer), Mehrwertsteuer, Konzessionsabgaben sowie Belastungen des Stromverbrauchs aufgrund des EEG und des KWKG unter Berücksichtigung von Sonderregelungen
- rechtlicher Rahmen und Regulierung

Diese Zusammenhänge können an dieser Stelle nicht umfassend behandelt werden. Es sollte aber generell beachtet werden, dass die Strompreisbildung ein komplexer Vorgang ist, der pauschalisierende Aussagen insbesondere zu quantitativen Effekten als unangemessen erscheinen lässt.¹⁴⁵ Für die Frage der Überwälzung von erhöhten Erzeugungskosten auf Strompreise dürften – neben den spezifischen Bedingungen der gegenwärtigen und künftigen Emis-

¹⁴⁵ Bei Angaben zu relativen Preiseffekten muss jeweils die Bezugsgröße konkretisiert sein. So ist der durchschnittliche Großhandelshandelspreis wesentlich niedriger als z.B. der Strompreis für einen privaten Haushalt.

sionsrechte zuteilung – vor allem die Marktstruktur und die staatliche Einflussnahme im Elektrizitätsbereich von Bedeutung sein.

13.2.4 Theoretische Analyse von Preiseffekten

Die möglichen Auswirkungen des Emissionshandels auf die Strompreise können maßgeblich vom Zuteilungsverfahren und von den Wettbewerbsverhältnissen abhängen. Dabei geht es vor allem um die Frage, ob und inwieweit ein Stromerzeuger die hierdurch hervorgerufenen Änderungen der variablen oder der gesamten (Netto-) Kosten überwälzt.

Im Folgenden werden zunächst wichtige preistheoretische Zusammenhänge in unterschiedlichen Marktformen dargestellt. Dabei wird insbesondere die Preisbildung im (nicht-kooperativen) Cournotschen Oligopolmodell betrachtet (vgl. Sarkar, Gupta, Pal 1998) und mit der Preisbildung im Monopol und bei vollständiger Konkurrenz verglichen.

Es werden N Anbieter betrachtet, die q_i Einheiten eines homogenes Gutes anbieten. Das Gesamtangebot Q beträgt dann

$$(1) \quad Q = \sum_{i=1}^N q_i$$

Der Gleichgewichtspreis P ergibt sich in Abhängigkeit vom Gesamtangebot aus der inversen Nachfragefunktion

$$(2) \quad P = P(Q)$$

Im Fall konstanter Grenzkosten c_i und Fixkosten F_i lautet die Gewinnfunktion für jeden Anbieter $i = 1, \dots, N$

$$(3) \quad \Pi_i = P(Q) \cdot q_i - c_i \cdot q_i - F_i$$

Im Cournotschen Oligopolmodell berücksichtigt jeder Anbieter den Einfluss seiner Angebotsmenge auf den Preis, wobei die Angebotsmengen der Konkurrenten als gegeben betrachtet werden. Dementsprechend lauten die Gewinnmaximierungsbedingungen der N Anbieter

$$(4) \quad P'(Q) \cdot q_i + P(Q) = c_i$$

Die individuelle Angebotsmenge q_i wird danach so bestimmt, dass der Grenzerlös so hoch ist wie die Grenzkosten. Summiert man diese N Bedingungen und teilt durch die Anzahl der Anbieter N , so ergibt sich für das Cournot-Nash-Gleichgewicht die folgende Bedingung

$$(5) \quad P'(Q) \cdot Q / N + P(Q) = \sum_{i=1}^n c_i / N \equiv \bar{c}$$

Danach hängen der Preis und die Gesamtmenge vom ungewichteten Durchschnitt der Grenzkosten aller Anbieter \bar{c} ab. Das Marktergebnis wird darüber hinaus durch die Zahl der Anbieter und den Verlauf der Nachfragefunktion bestimmt.

Zur Spezifizierung der Nachfragefunktion werden zwei Varianten betrachtet, nämlich I) eine lineare Nachfragefunktion und II) eine isoelastische Nachfragefunktion.

I) Bei einer linearen Nachfragefunktion

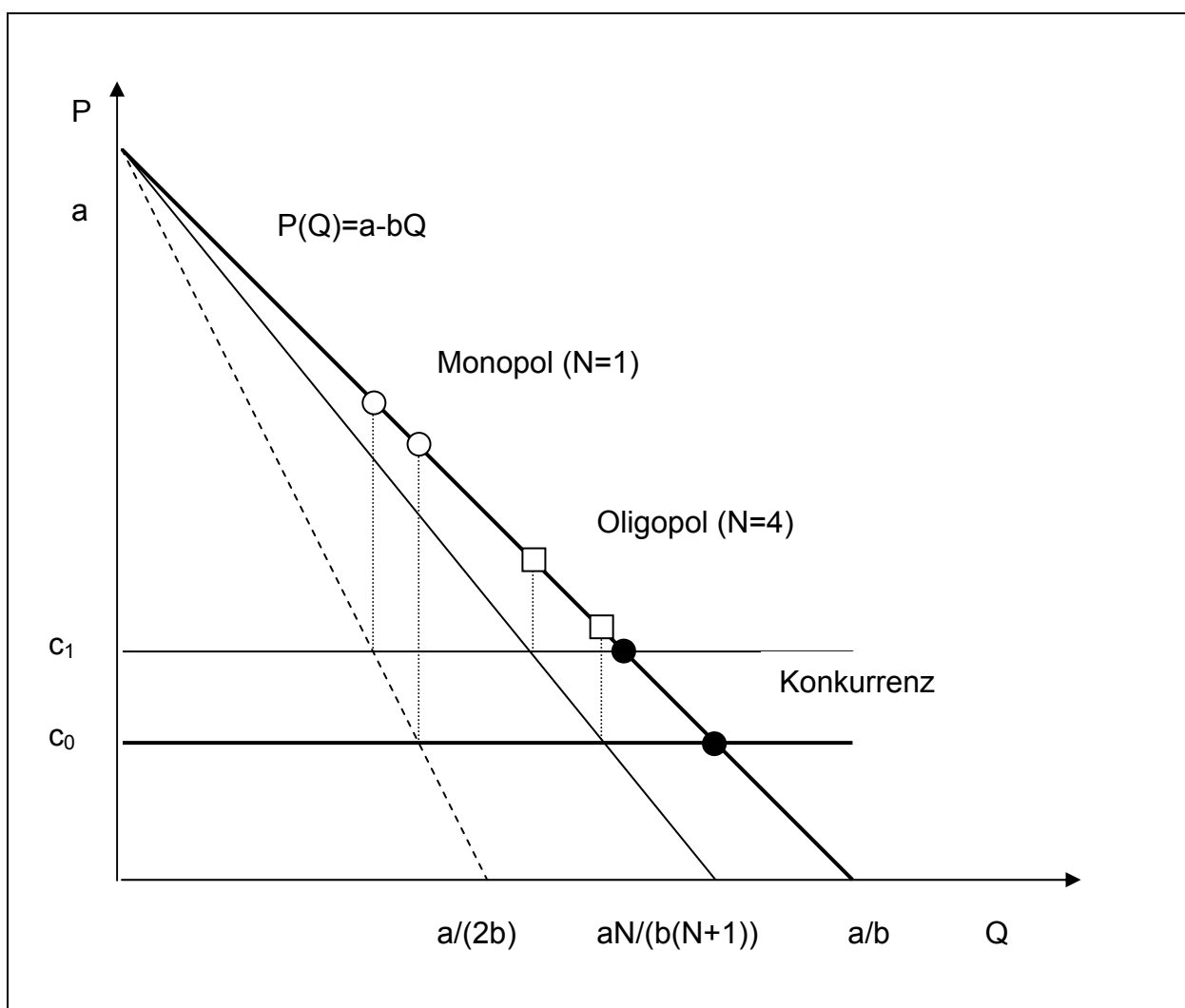
$$(6) \quad P(Q) = a - b \cdot Q$$

ergibt sich aus Gleichung (5) die Preisgleichung

$$(7) \quad P = \frac{a + N \cdot \bar{c}}{N + 1}$$

Die durchschnittlichen Grenzkosten werden danach gemäß dem Faktor $N/(N+1)$ auf den Preis P überwält.

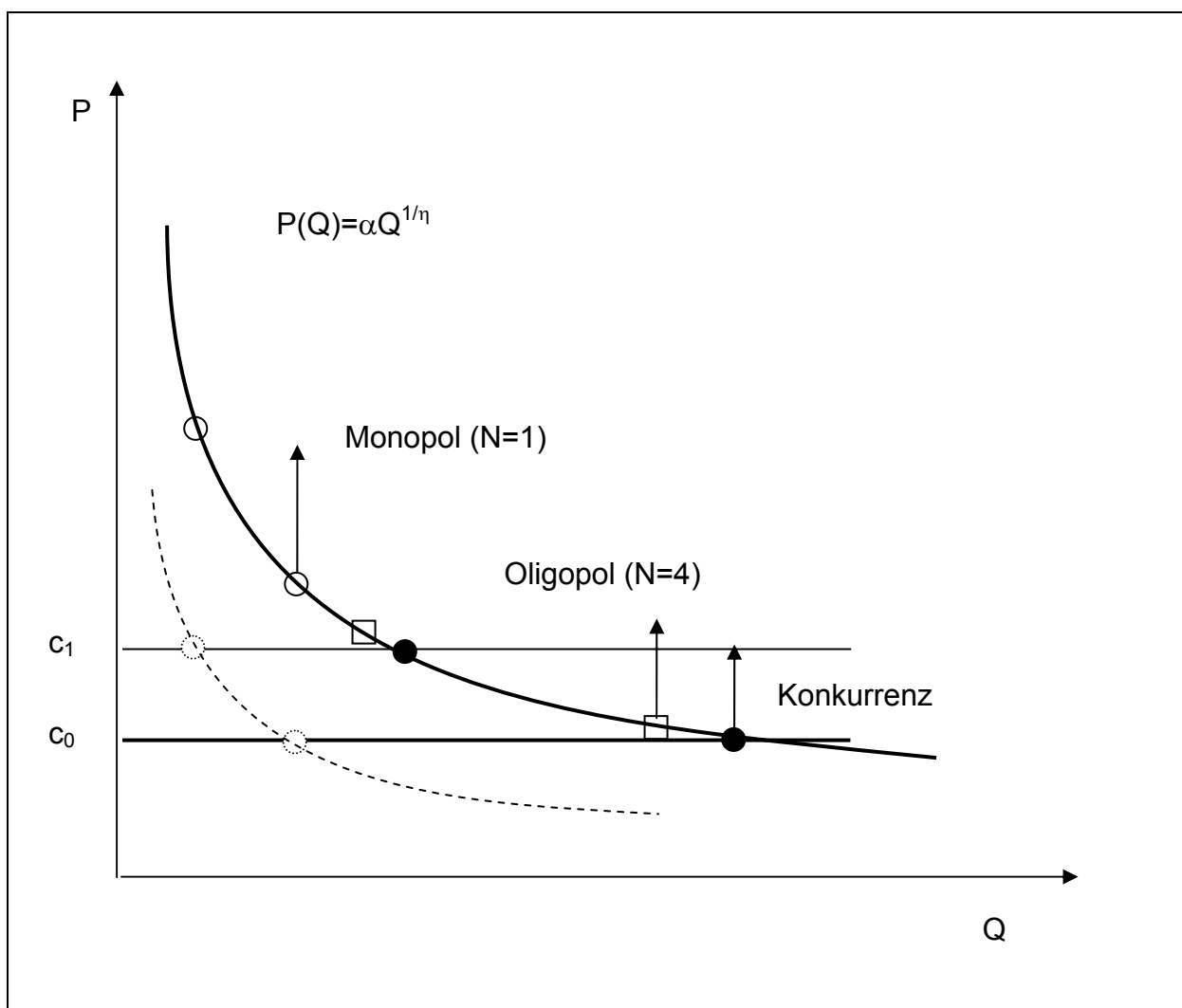
Abbildung 13-2 Theoretische Grenzkostenüberwälzung im Monopol, Oligopol und bei vollständiger Konkurrenz bei linearer Nachfragefunktion



In Abbildung 13-2 wird die Wirkung einer Erhöhung der durchschnittlichen Grenzkosten im Oligopol dargestellt und mit den Wirkungen im Monopol und bei vollständiger Konkurrenz verglichen. Während es bei vollständiger Konkurrenz gemäß der Regel Preis gleich Grenz-

kosten zu einer vollen Überwälzung der Grenzkostenerhöhung kommt¹⁴⁶, wird im Monopol nur die Hälfte der Grenzkostenerhöhung überwälzt. Die Wirkung im Oligopol liegt zwischen diesen beiden Extremen, hier werden z.B. bei N=4 Anbietern 80 % der Grenzkostenerhöhung überwälzt.

Abbildung 13-3 Theoretische Grenzkostenüberwälzung im Monopol, Oligopol und bei vollständiger Konkurrenz bei isoelastischer Nachfragefunktion (hohe Elastizität)



II) Bei isoelastischer Nachfragefunktion ist die Preiselastizität der Nachfrage

$$(8) \quad \eta = \frac{P(Q)}{P'(Q) \cdot Q} < 0$$

¹⁴⁶ Bei konstanten Grenzkosten und positiven Fixkosten führt die Grenzkostenregel allerdings nicht zur Deckung der Gesamtkosten.

konstant. Unter dieser Voraussetzung ergibt sich aus Gleichung (5) die Preisgleichung

$$(9) \quad P = \frac{1}{\left(1 + \frac{1}{N\eta}\right)} \cdot \bar{c}$$

Im Fall isoelastischer Nachfrage ist die Preiserhöhung im Cournot-Oligopol größer als die Erhöhung der durchschnittlichen Grenzkosten (Abbildung 13-3). Der Preiseffekt nimmt mit abnehmender Anbieterzahl zu. Am höchsten ist er im Monopol ($N=1$), während es im Konkurrenzfall (unter der Annahme konstanter Grenzkosten) zu einer Vollüberwälzung der durchschnittlichen Grenzkosten kommt. Die Ergebnisse bei isoelastischer Nachfragefunktion unterscheiden sich im Oligopol und im Monopol damit wesentlich von denen bei linearer Nachfragefunktion. Von daher sind allgemeine Aussagen über die relative Höhe der Überwälzungseffekte selbst in dem hier betrachteten, vereinfachten Modellrahmen ohne Spezifikation der Nachfragefunktion nicht möglich.

Wenn der Betrag der (konstanten) Preiselastizität der Nachfrage wie in Abbildung 13-3 relativ hoch ist (z.B. -2), dann unterscheidet sich die Überwälzung im Oligopol nur wenig von der Preiswirkung bei vollständiger Konkurrenz. Dies ändert sich jedoch, wenn eine geringe absolute Preiselastizität angenommen wird (Abbildung 13-4). So erhöht sich der Preis bei einer Elastizität von $-0,5$ und $N=4$ Anbietern um das Doppelte der Änderung der durchschnittlichen Grenzkosten. Bei einer unelastischen Nachfrage würde ein (unregulierter) Monopolist nur eine sehr geringe Menge zu einem sehr hohen Preis anbieten wollen, da der Umsatz mit steigender Angebotsmenge sinkt. Eine Grenzkostenerhöhung würde sich insofern nicht mehr auf den Preis auswirken.

Tabelle 13-3 Theoretische Überwälzung von Grenzkostenerhöhungen in unterschiedlichen Marktformen (unter der Annahme konstanter Produktionsgrenzkosten)

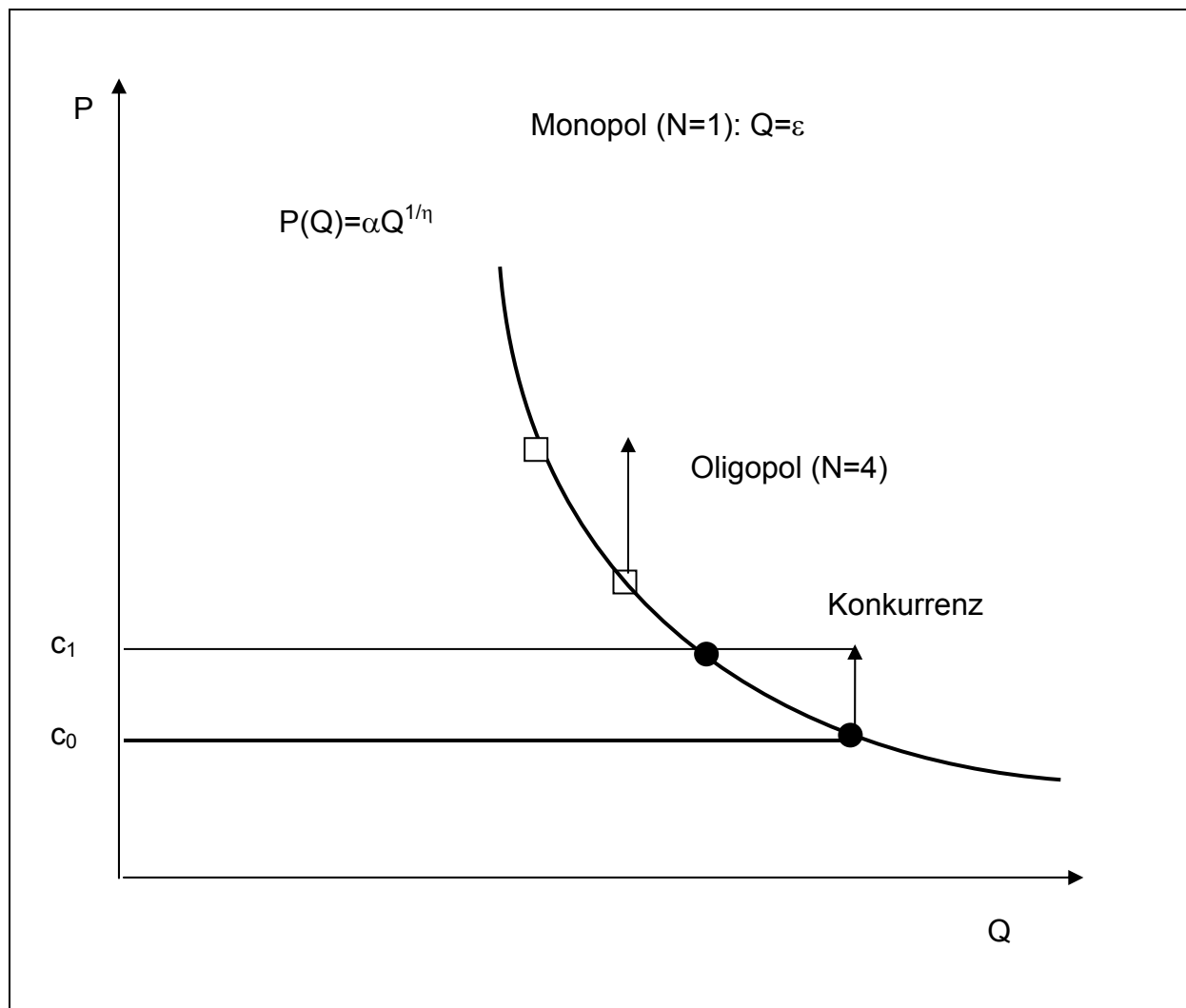
| | Lineare Nachfragefunktion | Isoelastische Nachfragefunktion |
|-------------------------|---------------------------|---------------------------------|
| Vollständige Konkurrenz | 100 % | 100 % |
| Oligopol | 67-100 % | > 100 % |
| Monopol | 50 % | > 100 % |

Die Ergebnisse der theoretischen Überlegungen zur Überwälzung von Grenzkostenerhöhungen sind in Tabelle 13-3 zusammengefasst, wobei konstante Produktionsgrenzkosten angenommen werden. Dann ergibt sich bei vollständiger Konkurrenz im Ergebnis eine 100 %-ige Überwälzung der Grenzkosten auf den Preis. Das Ausmaß der Überwälzung im (Cournot-) Oligopol und im Monopol hängen jeweils vom Verlauf der Nachfragefunktion ab. Während bei linearer Nachfragefunktion zwischen 50 und 100 % der Grenzkostenerhöhung auf den Preis überwälzt werden, sind es bei isoelastischer Nachfragefunktion über 100%. In allen hier betrachteten Fällen steigt der Preis somit um mindestens 50 % der Grenzkostenerhöhung.

In der Realität müsste der Missbrauch einer marktbeherrschenden Stellung allerdings wettbewerbsrechtlich verhindert werden, so dass der Preis in der Ausgangssituation geringer ist als

bei Gewinnmaximierung. Die Preiseffekte hängen dann maßgeblich von den Regeln der Wettbewerbspolitik ab.

Abbildung 13-4 Theoretische Grenzkostenüberwälzung im Monopol, Oligopol und bei vollständiger Konkurrenz bei isoelastischer Nachfragefunktion (geringe Elastizität)



Emissionshandel und Zuteilungsvarianten

Zur Analyse des Einflusses des Emissionshandels und der Zuteilung von Emissionsrechten auf den Strompreis sollen nun vier Fälle verglichen werden, die zu unterschiedlichen Gewinnfunktionen eines Anbieters ($i = 1, \dots, N$) führen:

a) Ohne Emissionshandel: $\Pi_i = P(Q) \cdot q_i - k_i \cdot q_i - F_i$

b) Zuteilungsauktion: $\Pi_i = P(Q) \cdot q_i - k_i \cdot q_i - F_i - p_z \cdot e_i \cdot q_i$

c) Reines Grandfathering: $\Pi_i = P(Q) \cdot q_i - k_i \cdot q_i - F_i - p_z \cdot e_i \cdot q_i + p_z \cdot e_i \cdot q_{i0} \cdot f$

d) Ex-post-Anpassung: $\Pi_i = P(Q) \cdot q_i - k_i \cdot q_i - F_i - p_z \cdot e_i \cdot q_i + p_z \cdot e_i \cdot q_i \cdot f$

mit

| | |
|-------|--------------------------------|
| Π | Gewinn |
| P | Strompreis |
| q | Produktion |
| q_0 | Produktion im Basisjahr |
| k | marginale Produktionskosten |
| F | Fixkosten |
| p_z | Zertifikatspreis |
| e | Emissionsfaktor, outputbezogen |
| f | Zuteilungsfaktor |

Im Fall a) ohne Emissionshandel gilt eine Gewinnfunktion wie in Gleichung (3) mit $c_i = k_i$. Der Preis ergibt sich dann entsprechend aus Gleichung (5) bzw. (7) oder (9). Dies ist der Referenzfall für die Wirkungen des Emissionshandels.

Im Fall b) der Auktionierung erhöhen sich die Grenzkosten um die Zertifikatskosten je Outputseinheit $p_z \cdot e_i$, d.h. es gilt $c_i = k_i + p_z \cdot e_i$. Der resultierende Strompreis ist höher als im Fall ohne Emissionshandel (a), dementsprechend ist die gesamte Produktionsmenge geringer. Die Höhe des Preiseffektes hängt maßgeblich vom Verlauf der Grenzkosten- und der Nachfragefunktion ab. Bei konstanten Grenzkosten und konstanter Preiselastizität der Nachfrage ergibt sich im Oligopol gemäß der oben dargestellten Analyse eine Preiserhöhung, die sogar höher ist als die spezifischen Zertifikatskosten je Produkteinheit. Bei linearer Nachfragefunktion ist die Preisdifferenz hingegen geringer als die spezifischen Zertifikatskosten (Teilüberwälzung).

Im Fall c) der kostenlosen Vergabe der Zertifikate gemäß einem reinen Grandfathering-Ansatz erscheint in der Gewinnfunktion zusätzlich der Wert der kostenlos zugeteilten Zertifikate. Wenn die Zuteilung allein von der Emission bzw. Produktion im Basisjahr q_{i0} abhängt, ändern sich die Grenzkosten durch den Wert der Zuteilung nicht. Entscheidungsrelevant ist aber der Wert der Emissionsrechte, die für die aktuelle Produktion q_i erforderlich sind. Insofern sind die Opportunitätskosten der Emissionsrechte unabhängig von der Gratiszuteilung vollständig in den Grenzkosten zu berücksichtigen. Wie im Fall b) der Auktion gilt somit $c_i = k_i + p_z \cdot e_i$ und es resultiert insofern bei kostenloser Vergabe gemäß einem Grandfathering-Ansatz derselbe Strompreis wie bei einer Auktionierung der Zertifikate. Bezogen auf das Marktergebnis ist das Zuteilungsverfahren (Auktionierung oder Grandfathering) also neutral. Im Fall der Gratiszuteilung sind die Gewinne allerdings um den Transferbetrag der Zuteilung höher als bei einer Auktionierung.

Ein anderes Ergebnis kann sich bei einer Gratiszuteilung ergeben, wenn die Zuteilungsmenge von der tatsächlichen Emission bzw. vom tatsächlichen Output abhängt (Fall d). Dieser Fall kann insbesondere dann auftreten, wenn Ex-post-Anpassungen der Zuteilung vorgenommen werden. Unter Berücksichtigung eines Zuteilungsfaktors f steigen die Grenzkosten dann le-

diglich um $(1-f) \cdot p_z \cdot e_i$. Bei einem Zuteilungsfaktor von eins ergäbe sich dann keine Grenzkosten- und Preiserhöhung. Dann würde allerdings durch den Zertifikatspreis auch kein outputseitiger Lenkungseffekt ausgelöst. Aus der Sicht des Produzenten entstünde eine Situation wie im Fall a) ohne Emissionshandel.¹⁴⁷

Eine allgemeine Beurteilung der Reaktionsweise eines monopolistischen Stromanbieters wird dadurch erschwert, dass im ZuG2007 eine Ex-post-Anpassung nur unter bestimmten Voraussetzungen erfolgen kann, dass die Anpassungsregelungen asymmetrisch formuliert sind (nach unten, aber nicht nach oben) und dass unter Umständen die der Zuteilung zugrunde liegenden Emissionswerte verändert werden (z.B. Optionswahl für Altanlagen nach § 7 (12)). Die Handhabung von Ex-post-Regelungen ist derzeit noch umstritten (vgl. Kapitel 8.5). Offen ist ebenso die Frage eines Updating der zuteilungsrelevanten Basisemissionen. Die Preiseffekte hängen aber davon, welche Erwartungen die Unternehmen hierüber haben.

Zusammenfassend verdeutlicht diese theoretische Analyse, dass bei oligopolistischer Preissetzung sowohl im Auktionsmodell als auch bei einem Grandfathering eine Überwälzung der Zertifikatsgrenzkosten erfolgt, wobei das Ausmaß der Überwälzung maßgeblich vom Verlauf der Nachfragefunktion abhängt. Im betrachteten Modell sind vereinfachend konstante Grenzkosten angenommen worden. Bei steigenden Grenzkosten ist die Preisüberwälzung tendenziell geringer, da mit sinkender Produktion dann auch die Grenzkosten abnehmen. Im Fall vollständiger Konkurrenz auf dem Strommarkt käme es dann im Ergebnis zu einer Teil- statt zu einer Vollüberwälzung der Grenzkostenenerhöhung.

Die mit einer Gratiszuteilung verbundene Kompensation kann allerdings den Gewinn der Anbieter erhöhen, wodurch zumindest längerfristig neue Anbieter angelockt werden können – insbesondere solche mit niedrigen Produktionsgrenzkosten und geringen Emissionsintensitäten. Hierdurch kann eine Reduzierung der zunächst auftretenden Preiserhöhung erfolgen – bis nur noch Normalgewinne erzielt werden. Ein solcher Prozess setzt freien Marktzugang (auch freien Netzzugang) voraus. Der Einfluss neuer Anbieter hängt allerdings wesentlich davon ab, ob sie die Emissionsrechte ebenfalls kostenlos erhalten oder ob sie diese am Markt kaufen müssen.

Freier Marktzugang kann grundsätzlich auch die marktbeherrschende Stellung von oligopolistischen Anbietern durch potenzielle Konkurrenz von Newcomern beschränken. Durch die Kompensation bewirkte Gewinnsteigerungen würden tendenziell diesen Konkurrenzdruck verstärken, sofern neue Anbieter ebenfalls Emissionsrechte gratis bekommen. Zur Abwehr derartiger Angriffe auf Marktpositionen könnten die Anbieter deshalb eine geringere Preisüberwälzung wählen als bei kurzfristiger Betrachtung.

Darüber hinaus werden auch rechtliche Vorgaben und insbesondere die Regulierung die Preiseffekte des Emissionshandels auf den unterschiedlichen Ebenen der Stromwirtschaft beeinflussen.

¹⁴⁷ Ein ähnlicher Effekt kann sich auch (ohne Ex-Post-Anpassungen während der Handelsperiode) ergeben, wenn die Zuteilung für die folgende Handelsperiode anhand eines aktualisierten Basisjahres erfolgt (Updating). Die Opportunitätskosten der Emission können sich hierdurch wesentlich vermindern, wenn die erwartete nächste Zuteilungsmenge von den tatsächlichen Emissionen des Betreibers abhängt.

13.2.5 Sind Strompreiseffekte des Emissionshandels erwünscht?

Unabhängig von der Frage nach den zu erwartenden Effekten des Emissionshandels auf Strompreise ist danach zu fragen, ob und inwieweit solche Effekte aus ökonomischer Sicht auftreten sollten oder nicht. Dabei sind vor allem Effizienz- und Verteilungswirkungen zu beachten.

Mit dem Emissionshandel wird ein System eingeführt, das der Emission von Treibgasen einen Preis geben soll, der bei wirtschaftlichen Entscheidungen zu berücksichtigen ist. Aus umwelt-ökonomischer Sicht sollte ein solches Knappheitssignal grundsätzlich nicht auf bestimmte Teile der Gesamtwirtschaft begrenzt sein, sondern insgesamt die Struktur relativer Preise verändern. Aus Gründen der allokativen Effizienz sollten in allen Wirtschaftsbereichen nach Möglichkeit dieselben Knappheitsrelationen zum Tragen kommen. Nur so können alle Möglichkeiten der Emissionsminderung (wie Energieeffizienzverbesserungen, Brennstoffwechsel, Strukturwandel) effizient genutzt werden. Daher wäre insofern eine Überwälzung grundsätzlich ökonomisch sinnvoll.¹⁴⁸

Die – insbesondere aus Gründen der Akzeptanz gewählte – Form der kostenlosen Zuteilung der Emissionsrechte soll in diesem Rahmen eine möglichst faire und wettbewerbsneutrale Anfangsausstattung ermöglichen, sie sollte aber für sich genommen aus theoretischer Sicht die Preisrelationen weitgehend unberührt lassen. Unter diesen Voraussetzungen kann eine Zuteilung nach Grandfathering-Verfahren zu denselben bzw. gleichwertigen umweltökonomischen Ergebnissen führen wie eine Vergabe durch Auktion. Die Preiseffekte sind dann mit denen einer Emissionssteuer vergleichbar, die ihre vollständige Wirkungen nur entfalten kann, wenn sie von den unmittelbar betroffenen Bereichen auf nachgelagerte Bereiche und Verbraucher überwälzt wird.

Folgt man dieser Vorstellung des Grundmodells eines Emissionshandels, dann sollten die aus den Emissionspreisen resultierenden Änderungen der Grenzkosten bei der Preisbildung berücksichtigt werden. Die Wirksamkeit des Emissionshandels würde dann auch zusätzliche Anreize in anderen Bereichen z.B. zum Stromsparen umfassen.

Für die Stromerzeuger könnte eine Überwälzung der durch den Emissionshandel bewirkten Grenzkostensteigerungen insbesondere bei relativ preisunelastischer Nachfrage allerdings zu einem doppeltem Ausgleich der Zertifikatskosten führen: zum einen in Form der Kompensation, die durch die kostenlose Ausstattung mit Emissionsrechten erfolgt, und zum anderen in Form von erhöhten Erlösen aus dem Stromverkauf, also zu Lasten der Verbraucher. In Folge dessen kann der Emissionshandel durch das Zusammenwirken von kostenloser Zuteilung der Emissionsrechte und weitgehender Überwälzung der Opportunitätskosten der Zertifikate auf die Strompreise bei den Stromanbietern zu unbeabsichtigten Wind-Fall-Profits führen, die unter Umständen aufgrund von Marktmacht noch erhöht würden.

¹⁴⁸ Eine generelle Überwälzung auf die Preise kann allerdings zu einer Belastung der Wettbewerbsfähigkeit energieintensiver Industrien insbesondere in Relation zu Konkurrenten außerhalb des Emissionshandelsbereich führen (vgl. Kapitel 3.3).

Eine Vermeidung der Preisüberwälzung würde diesen Verteilungseffekt ausschalten. Allerdings würde dann die mögliche Lenkungswirkung des Emissionshandels auf Maßnahmen der Emissionsreduktion auf solche Bereiche einschränkt, die unmittelbar von der Emissionshandelsrichtlinie betroffen sind. In den übrigen Bereichen müsste dann durch andere (bereits wirksame oder zusätzliche) Maßnahmen sichergestellt sein, dass äquivalente Anreize zur Vermeidung von (nicht nur direkten, sondern auch indirekten) Emissionen wirken. Dabei sind auch die Rückwirkungen auf die Allokationsplanung in Rechnung zu stellen. Denn soweit derartige Maßnahmen zur Verminderung des Stromverbrauchs indirekt die Emissionen im Emissionshandelsbereich vermindern, sind die Zuteilungsmengen entsprechend zu reduzieren.

Umgekehrt könnte eine doppelte Kompensation auch durch alternative Zuteilungsverfahren vermieden oder vermindert werden. Im Fall einer generellen Auktionierung würden Wind-Fall-Profits vollständig vermieden.¹⁴⁹ Dies ist allerdings nach der europäischen Emissionshandelsrichtlinie auch für die zweite Handelsperiode durch die Vorgabe der mindestens 90 %-igen Gratisverteilung ausgeschlossen. Es wäre aber auch denkbar, die relativ großen Überwälzungsmöglichkeiten im Strombereich dadurch zu berücksichtigen, dass für diesen Bereich ein kleinerer Zuteilungsanteil vorgesehen würde. Bei der Zuteilung nach historischen Emissionen müsste dann letztlich anstelle eines einheitlichen Erfüllungsfaktors hier ein geringerer Erfüllungsfaktor angewendet werden. Dies würde einer zweistufigen Allokation entsprechen, bei der zunächst Budgets für Emittentengruppen (Branchen) festzulegen wären. Im Rahmen einer grundsätzlichen Gratisallokation könnten die Wind-Fall-Profits hierdurch allerdings wohl nur zu einem kleinen Teil vermieden werden.

Diese Überlegungen zeigen, dass die Beurteilung von Strompreiseffekten des Emissionshandels insbesondere unter den Bedingungen einer grundsätzlich kostenlosen Zuteilung nicht eindeutig ausfallen kann, da hier Konflikte zwischen Effizienz- und Verteilungsaspekten bestehen. Dessen ungeachtet ist es Aufgabe der Wettbewerbspolitik, überhöhte Preiseffekte aufgrund von Marktmacht zu vermeiden.

13.2.6 Auswirkungen des Emissionshandels auf die Strompreise in Deutschland

Die möglichen Auswirkungen des Emissionshandels auf die Strompreise sind unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Handelsstufen und Abnehmergruppen zu betrachten. Von besonderer Bedeutung sind hierbei zum einen die Großhandelspreise an der Börse und zum anderen die Preise für unterschiedliche Abnahmefälle der Industrie und der Haushalte.

Strombörse

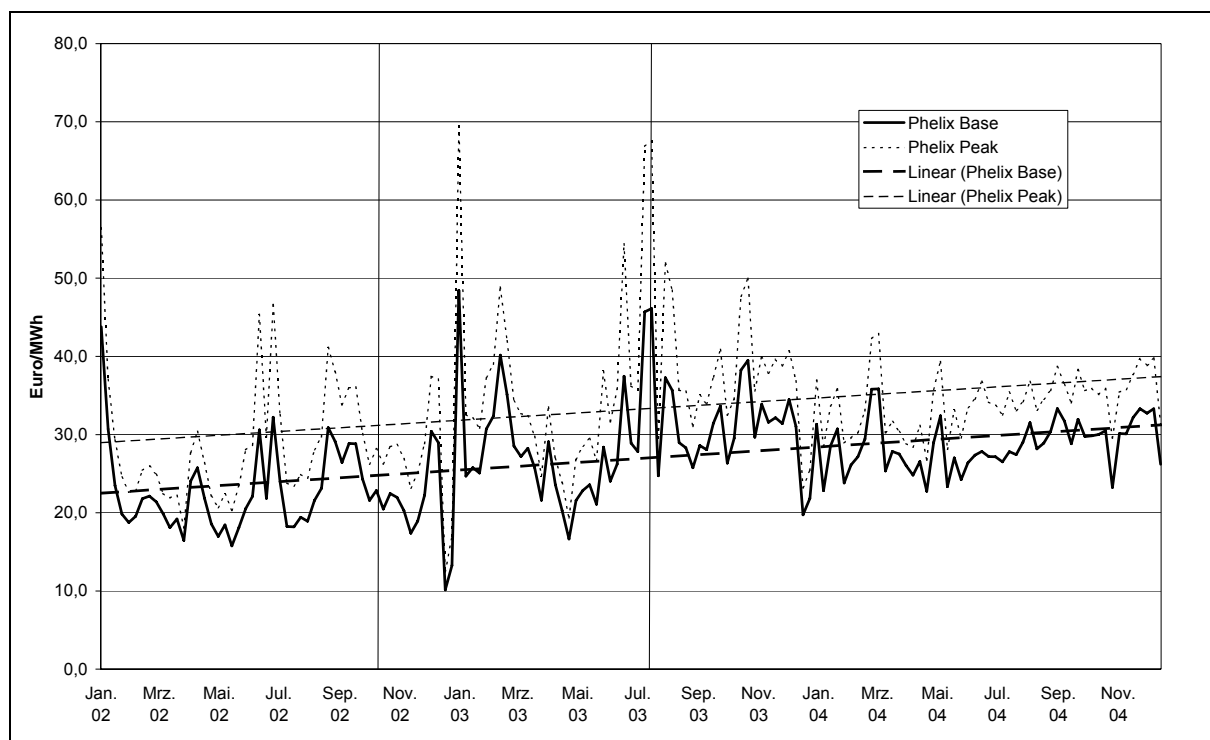
Seit einigen Jahren wird ein Teil des Großhandels mit elektrischer Energie börslich abgewickelt, wobei Spot- und Termingeschäfte zu unterscheiden sind.

Die Entwicklung der Spotpreise (für die Lieferung am folgenden Tag) wird an der EEX Leipzig durch den Index Phelix (Physical Electricity Index) gemessen. Der Phelix Base ist der stundengewichtete Durchschnittspreis pro Tag für die Stunden 1-24, der Phelix Peak der-

¹⁴⁹ Zur Kompensation der Belastungen durch den Emissionshandel würden relativ geringe Gratiszuteilungen in den verschiedenen Branchen ausreichen, vgl. Kapitel 13.4.5.2.

jenige für die Stunden 9-20, sie werden für alle Kalendertage des Jahres ermittelt. In der Abbildung 13-5 sind die (arithmetischen) Wochenmittel in den Jahren 2002 bis 2004 dargestellt.

Abbildung 13-5: EEX-Spotpreis, Wochenmittel der stundengewichteten Durchschnittspreise pro Tag für die Stunden 1-24 (Base) und 9-20 (Peak), Januar 2002 bis Dezember 2004



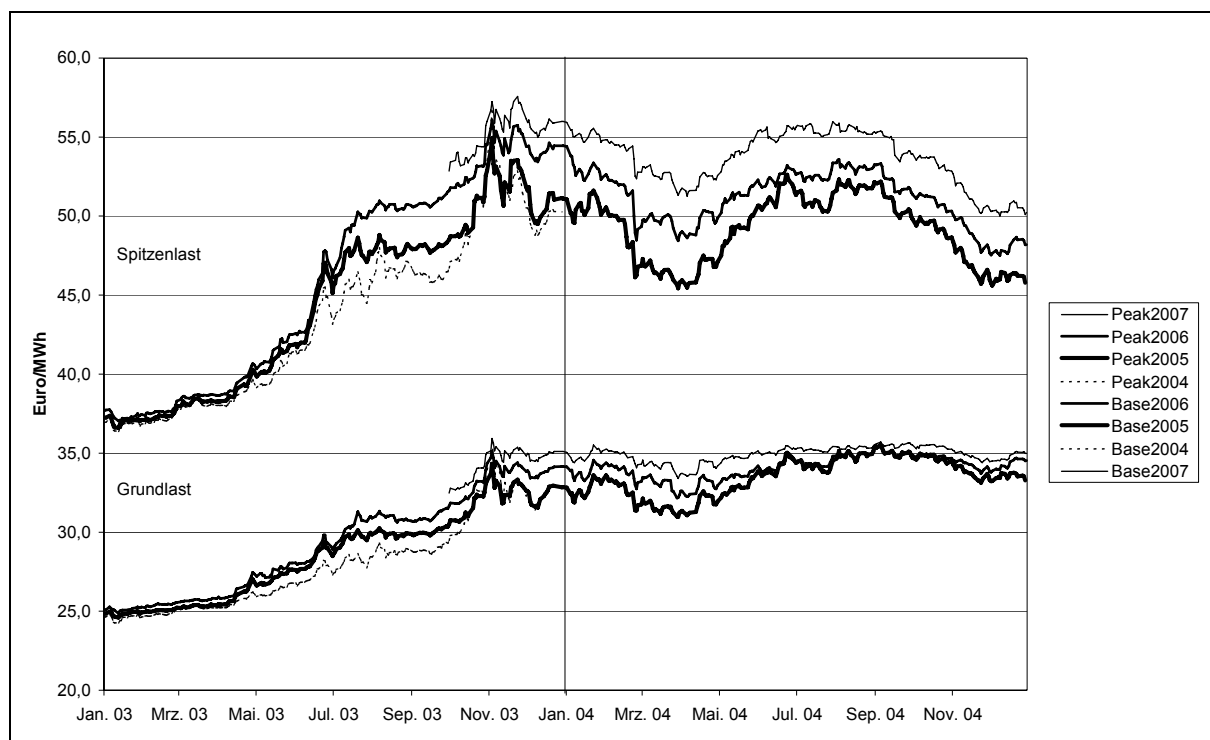
Der Verlauf des Phelix Base weist (trotz der Mittelung über Tagesstunden und Wochentage) starke Schwankungen auf, die im Betrachtungszeitraum zum Teil von 10 bis 50 Euro je MWh (1-5 ct je kWh) reichen. Dennoch ist in den betrachteten drei Jahren ein steigender Trend der Spotpreise zu erkennen. Das Niveau hat sich von Anfang 2002 bis Ende 2004 von etwa 22 auf rund 30 Euro erhöht. Einen ähnlichen Trend weist auch der Phelix Peak auf, wenn auch auf einem um rund 8 Euro höheren Niveau.¹⁵⁰

Im Vergleich zu den oben geschätzten Stromerzeugungskosten bestehender fossil befeuerter Kraftwerke liegt der mittlere Spotpreis (Base) in der Regel niedriger. Dies deutet darauf hin, dass die Spotpreise häufig keine vollständige Deckung der Vollkosten erlauben. Dies steht im Einklang mit dem betriebswirtschaftlichen Kalkül, nach dem sich die Nutzung vorhandener Kapazitäten nicht an den Vollkosten, sondern an den jeweiligen Deckungsbeiträgen orientiert.

¹⁵⁰ Es ist zu beachten, dass sich die Bezeichnungen Base und Peak hier nicht auf Grundlast und Spitzenlast beziehen, sondern auf den Durchschnitt aller Stunden von 0 bis 24 Uhr und den Durchschnitt von 8 bis 20 Uhr.

Nach den oben skizzierten Überlegungen ist zu erwarten, dass Stromanbieter zumindest eine teilweise Überwälzung der Emissionsgrenzkosten anstreben. Solche Preiserwartungen müssten sich tendenziell in den Preisen widerspiegeln, die am Terminmarkt realisiert werden.

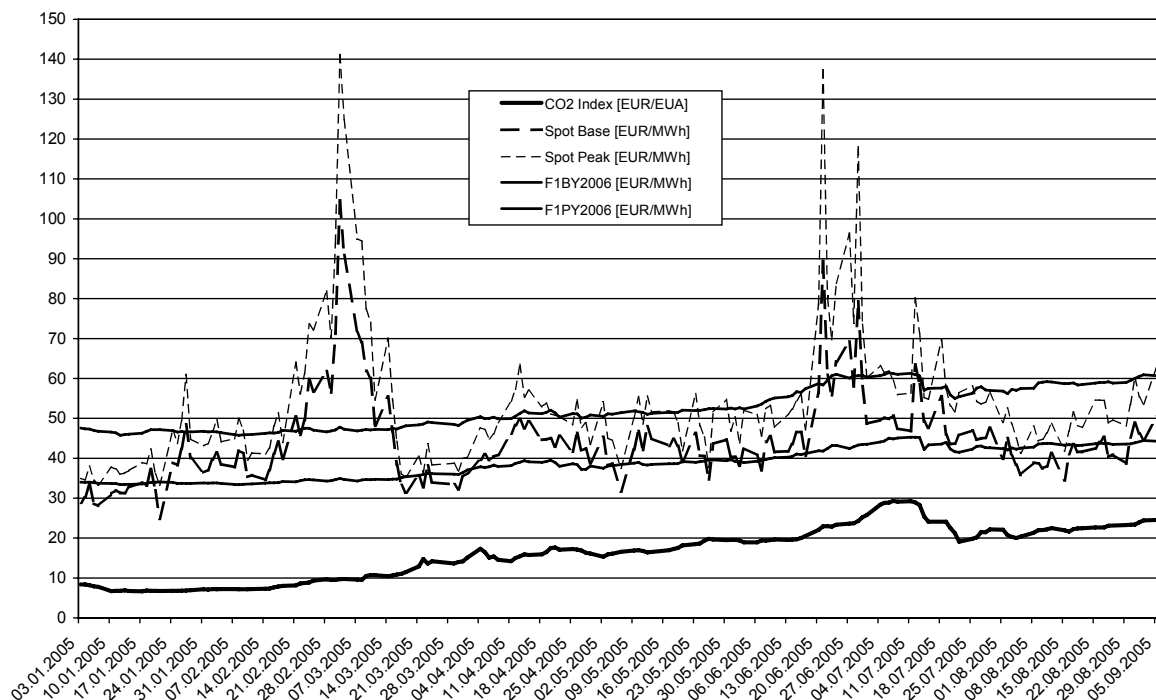
Abbildung 13-6: EEX-Terminpreise für Grund- und Spitzenlast – Jahreskontrakte für 2004 bis 2007, Januar 2003 bis Dezember 2004



Tatsächlich sind im Jahr 2003 nicht nur die Spotpreise gestiegen, sondern zugleich auch die Terminpreise, diese Entwicklung hat sich im Jahr 2004 allerdings nicht fortgesetzt (Abbildung 13-6). Der Preis für Grundlaststrom im Jahr 2005 hatte Anfang 2003 noch bei 25 Euro je MWh gelten und hat nach einer starken Erhöhung insbesondere im Jahr 2003 im Herbst 2004 35 Euro je MWh erreicht. Dies ist immerhin eine Steigerung um 40 %. Im gleichen Zeitraum hat sich der Preis für Spitzenlaststrom im Jahr 2005 von 37 zunächst auf über 50 Euro je MWh erhöht, er hat sich danach aber wieder deutlich vermindert.

Insbesondere beim Spitzenlaststrom zeigen sich für die Jahre 2006 und 2007 weitere Erhöhungen gegenüber den Terminpreisen für 2005. Aufgrund der noch geringen gehandelten Volumina dürfen diese Preisentwicklungen am Terminmarkt hinsichtlich der künftigen Entwicklung zwar nicht überinterpretiert werden, sie deuten aber zumindest eine Tendenz weiter steigender Preise in den nächsten Jahren an. Allerdings dürften zu dieser Entwicklung unterschiedliche Faktoren beitragen, die auch unabhängig von der Einführung des Emissionshandels wirken.

Abbildung 13-7: Entwicklung der Zertifikats- und Strompreise (Spotmarkt und Futures 2006) von Januar bis September 2005



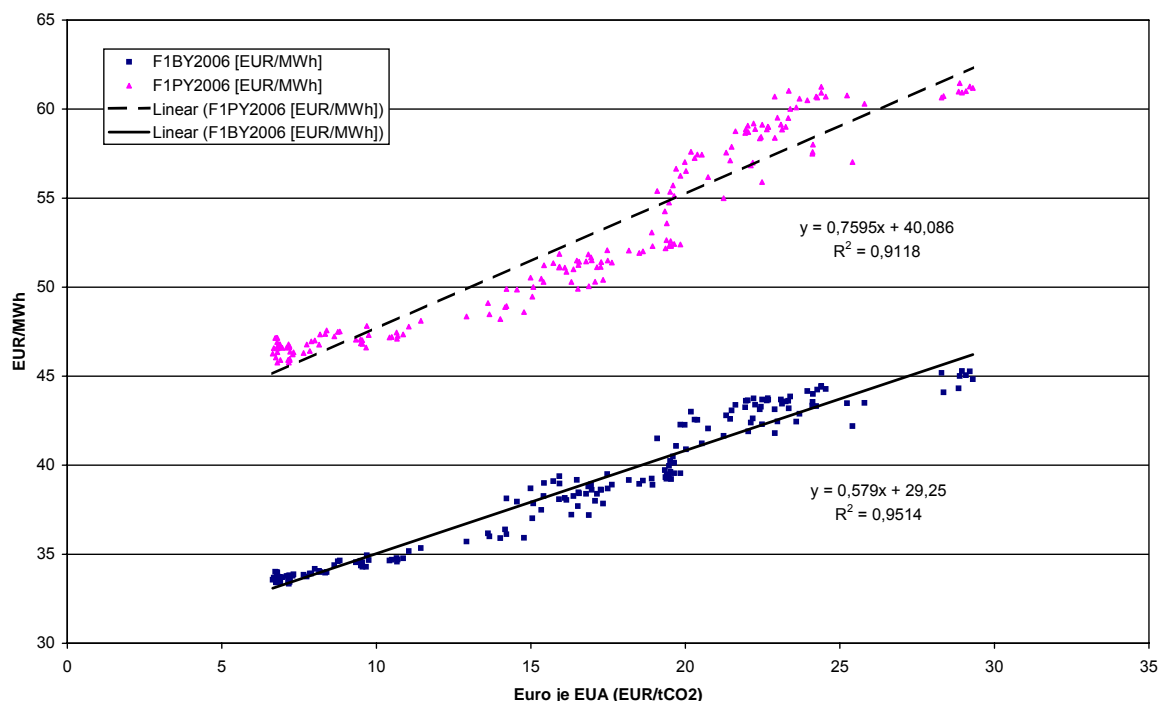
Quelle: EEX

Die Entwicklung der Zertifikats- und Strompreise zum Beginn der ersten Handelsperiode ist in Abbildung 13-7 dargestellt. Als Zertifikatspreis wird hier der EEX-CO₂-Index verwendet, der auf freiwilligen Meldungen beruht. Die ab Anfang März 2005 auf dem Spotmarkt realisierten CO₂-Preise weichen hiervon nur wenig ab. Bei den dargestellten Strompreisen handelt es sich zum einen um die sehr volatilen Spotpreise (Phelix Base- und Phelix Peak-Index) und zum anderen um die Preise von Futures (Base und Peak) für das Jahr 2006.

Der Zertifikatspreis ist im Januar 2005 zunächst unter 7 Euro gesunken. Danach ist er aber kontinuierlich gestiegen und hat Anfang Juli 2005 fast 30 Euro erreicht. Bis Ende Juli ist er wieder auf rund 20 Euro gefallen und schwankt seitdem oberhalb dieser Marke.

Die Preise auf dem Spotmarkt für Strom haben in diesem Zeitraum stark geschwankt. Abgesehen von einzelnen besonders starken Ausschlägen lag der Spotpreis Base zwischen 30 und 50 Euro je MWh und der Spotpreis Peak zwischen etwa 35 und 60 Euro je MWh. Ein direkter Einfluss der Entwicklung des Zertifikatspreises auf die Entwicklung der Spotpreise ist in der Abbildung nicht unmittelbar zu erkennen, da andere Einflüsse die Wirkung des Emissionshandels stark überlagern.

Abbildung 13-8 Strompreise (Future 2006) in Abhängigkeit vom Zertifikatspreis von Januar bis September 2005



Quellen: EEX, Berechnungen des DIW Berlin.

Ein deutlicherer Zusammenhang mit dem CO₂-Preis lässt sich beim Vergleich mit den Terminpreisen für 2006 erkennen (Abbildung 13-8, vgl. auch Bauer, Zink 2005). Aus der einfachen Regression des EEX Phelix-Base-Year-Future in Abhängigkeit vom Zertifikatspreis errechnet sich ein Koeffizient von 0,58 kg CO₂ je kWh, der auf eine relativ starke Überwälzung der Zertifikatskosten hindeutet.

Aufgrund des noch kurzen Betrachtungszeitraums ist es derzeit noch offen, in wieweit ein solcher Einfluss des Zertifikatspreises auf die Strompreise im Verlauf der gesamten ersten Handelsperiode bestehen bleiben wird. Unsicher ist aber auch, ob der Zertifikatspreis weiterhin auf dem Niveau von über 20 Euro verharrt oder – wie ursprünglich erwartet – sich wieder der 10-Euro-Marke nähert.

Tarifpreise für Industrie und Haushalte

Die Strompreise für Endkunden in Deutschland weisen starke Unterschiede nach Verbrauchertypen und Regionen auf, so dass durchschnittliche Angaben nur eingeschränkt aussagekräftig sind. Nach den Angaben von Eurostat ergibt sich für Anfang 2004 das folgende Bild für „durchschnittliche“ Abnahmefälle in Deutschland (Tabelle 13-4).¹⁵¹

¹⁵¹ Es ist zu beachten, dass individuelle Preisnachlässe, die vor allem stromintensiven Abnehmern gewährt werden, in diesen statistischen Angaben nicht erfasst werden

Tabelle 13-4: Strompreise für Industrie (Verbrauchertyp Ie) und Haushalte (Verbrauchertyp Dc) in Deutschland am 1.1.2004 in Cent je kWh

| | Industrie (Ie) | Haushalte (Dc) |
|---------------------|----------------|----------------|
| Ohne Steuern | 7,40 | 12,59 |
| Ohne Mehrwertsteuer | 8,63 | 14,64 |
| Mit Steuern | (8,63) | 16,98 |

Quelle: Eurostat (2004).

Die Strompreise für Industrie und Haushalte waren in Deutschland als Folge der Liberalisierung 1999 zunächst rasch gesunken und sind danach – auch aufgrund von umweltpolitisch motivierten Preiskomponenten (Ökosteuern, EEG, KWKG) – wieder gestiegen (vgl. Wochenbericht 44-04 des DIW Berlin). Von den Unternehmen sind im Jahr 2004 weitere Erhöhungen der Strompreise angekündigt worden, wobei unter anderem auch auf steigende Belastungen zu Gunsten des Klimaschutzes hingewiesen worden ist.

Der mögliche Einfluss des Emissionshandels auf solche Tarifpreise hängt wesentlich davon ab, ob die Überwälzung anhand a) der Grenzkosten oder b) anhand der Nettomehrbelastung (unter Berücksichtigung der Gratzuteilung) erfolgt.¹⁵²

Für den Fall der Grenzkostenüberwälzung (a) würden die outputbezogenen Zertifikatskosten zu Grunde gelegt. Gemäß Abschnitt 13.2.2 betragen sie ausgehend von einem Zertifikatspreis von 10 Euro bei Gaskraftwerken 0,35 bzw. 0,51 ct/kWh, bei Steinkohlenkraftwerken 0,74 bzw. 0,87 ct/kWh und bei Braunkohlenkraftwerken 0,90 bzw. 1,18 ct/kWh. Bezogen auf die in Tabelle 13-4 genannten Strompreise (einschließlich Steuern) ergäbe sich dann (im Fall der vollständigen Überwälzung) eine Erhöhung in einer Größenordnung von rund 10 % für Industrie- und von rund 5 % für Haushaltskunden.

Im Fall der Überwälzung der Nettomehrbelastung (b) wäre maximal die Differenz der outputbezogenen Zertifikatskosten und der outputbezogenen Kompensation (spezifischer Wert der Gratzuteilung) anzurechnen. Diese Differenz beträgt gemäß Tabelle 13-1 bei Gaskraftwerken –0,01 bis 0,04, bei Steinkohlenkraftwerken 0,00 bis 0,06 und bei Braunkohlenkraftwerken 0,09 bis 0,15 Cent je kWh. Im theoretisch ungünstigsten Fall (neues Braunkohlenkraftwerk ohne Übertragungsregel) ergäbe sich dann eine Erhöhung von 1,7 % für Industrie- und von 0,9 % für Haushaltskunden. Bei realistischen Durchmischungen des Kraftwerkparcs dürften die Preiserhöhungen im Fall der Überwälzung der Nettomehrbelastung unter den hier gemachten Annahmen allerdings wesentlich niedriger sein.

¹⁵² Auf die Berücksichtigung von Leitungsverlusten wird im Folgenden vereinfachend verzichtet.

13.2.7 Ergebnisse internationaler Analysen

Die vorliegenden Analysen zu den Preiswirkungen des Emissionshandels in europäischen Ländern sind nicht unmittelbar miteinander vergleichbar, da sie sich mehr oder weniger stark in den Methoden und den angenommenen Rahmenbedingungen des Emissionshandels unterscheiden. Die Ergebnisse sind deshalb nur im Zusammenhang mit den jeweils spezifischen Fragestellungen und Annahmen angemessen zu interpretieren.

In der Analyse von *Kemfert (2004)* steht die Frage im Vordergrund, wie die Wirkungen des Emissionshandels von der Wettbewerbsintensität auf dem europäischen Strommarkt abhängen, wobei explizit ein internationaler Stromhandel berücksichtigt wird. Im Modell EMELIE werden die derzeitigen Kostenstrukturen der größten Stromerzeuger in acht europäischen Ländern erfasst und die Nachfrage mit Hilfe von konstanten Preiselastizitäten abgebildet. Hinsichtlich des Wettbewerbsverhaltens der Anbieter wird in Szenarien zum einen vollständige Konkurrenz und zum anderen strategisches Verhalten im Oligopol betrachtet. Aufgrund der kurzen Betrachtungsperiode (2005-2010) werden dabei keine neu installierten Kapazitäten berücksichtigt. Für die Höhe des Zertifikatspreises wird eine Bandbreite von 0 bis 40 Euro untersucht. Die Einführung des Emissionshandels erhöht dementsprechend die variablen Produktionskosten in Abhängigkeit von der Emissionsintensität der eingesetzten Energieträger. Nach den Ergebnissen des Cournot-Oligopolmodells erhöht sich der Großhandelsstrompreis in Deutschland bei einem Zertifikatspreis von 10 Euro um 6,41 Euro/MWh (Tabelle 13-5).

*Tabelle 13-5: Wirkungen eines Zertifikatspreises von 10 Euro auf die Strompreise
(Simulation des Cournot-Oligopols mit dem EMELIE-Modell)*

| | Ohne Emissionshandel | Mit Emissionshandel | Absoluter Effekt | Relativer Effekt |
|------------------------|-------------------------|------------------------|---------------------|---------------------|
| | Euro/MWh | Euro/MWh | Euro/MWh | % |
| Belgien | 22,29 | 27,98 | 5,69 | 25,5 |
| Dänemark | 17,17 | 20,14 | 2,97 | 17,3 |
| Finnland | 16,70 | 19,69 | 2,99 | 17,9 |
| Frankreich | 20,54 | 25,66 | 5,12 | 24,9 |
| Deutschland | 19,38 | 25,79 | 6,41 | 33,1 |
| Holland | 22,88 | 29,68 | 6,80 | 29,7 |
| Norwegen | 17,62 | 21,29 | 3,67 | 20,8 |
| Schweden | 18,80 | 22,47 | 3,67 | 19,5 |
| Quelle: Kemfert (2004) | | | | |

In einer Studie von Carbon Trust (2004) wird ebenfalls ein Cournot-Oligopol-Modell verwendet, um die Preiswirkungen auf dem britischen Strommarkt zu ermitteln. Dem dort verwendeten Modell von OXERA (2004) liegt eine lineare Nachfragefunktion zugrunde. Im Ergebnis werden 90 % der durch den Emissionshandel ausgelösten Grenzkostenerhöhung auf den Großhandelspreis überwältzt. Im 10 Euro-Szenario für den Zertifikatspreis käme es nach den Modellrechnungen zu einer Preiserhöhung um 15 %, wobei die Gewinne der meisten Elektrizitätsunternehmen steigen würden. Als realistischere Erwartung der tatsächlichen Preiseffekte wird in der Studie von Carbon Trust aber eine 60 %ige Überwälzung der Grenzkosten und dementsprechend eine Preiserhöhung um rund 10 % angegeben.

Die Strompreiseffekte des Emissionshandels sind vom niederländischen *CPB* insbesondere im Hinblick auf die Folgen für energieintensive Industrien untersucht worden (Mannaerts, Mulder 2003), wobei vor allem die Frage der Gratisverteilung an Emittenten thematisiert worden ist. Unabhängig von der Art der Zuteilung erhöht der Emissionshandel die Grenzkosten der Produktion, da in jedem Fall die Opportunitätskosten der Emissionsrechtenutzung zu berücksichtigen sind. Die Gratiszuteilung nach einem Grandfatheringansatz stellt dagegen grundsätzlich eine von der Produktion bzw. der Emission unabhängige Kompensation (fixed wealth transfer) dar, die die Grenzkosten nicht beeinflusst, die allerdings unter bestimmten Voraussetzungen zu einer Verminderung des Mark-Up führen kann. Als bedeutsam wird dabei die Behandlung von Neuemittenten angesehen, die als Grenzanbieter betrachtet werden: Wenn sie die Emissionsrechte gratis erhalten, kann es bei unvollständiger Konkurrenz zu einer Verminderung des Mark-Up und damit zu einer reduzierten Preisüberwälzung kommen. In der quantitativen Analyse wird allerdings unterstellt, dass Neuemittenten ihre Emissionsrechte kaufen müssen und dass die Preissetzung deshalb allein auf Basis der Grenzkostenänderung erfolgt. Mit Hilfe des ELMAR-Modells, das einen Cournot-Wettbewerb auf dem europäischen Strommarkt simuliert, werden für Zertifikatspreise von 5 und 20 Euro (bezogen auf den Zeitraum 2005 bis 2010) Preiseffekte von 6,5 bzw. 24 % errechnet; bei einem Zertifikatspreis von 10 Euro wäre dementsprechend eine Erhöhung des Strompreises (im Großhandel) von etwa 12 % zu erwarten. Als Alternative zu einer Gratiszuteilung an Emittenten wird vom CPB eine „indirekte Allokation“ vorgeschlagen, bei der die Energieverbraucher eine Kompensation für Strompreissteigerungen erhalten.

Für die Erzeugungsstruktur in den Niederlanden wird von *Sijm (2004)* bei einem Zertifikatspreis von 10 Euro (im Jahr 2010) eine Erhöhung der durchschnittlichen Stromerzeugungskosten um 0,41 ct/kWh abgeleitet. Für die Abschätzung des Preiseffektes wird davon ausgegangen, dass der Grenzanbieter Gas einsetzt und sich dessen Kosten um 0,42 ct/kWh erhöhen. Inwieweit diese Kostenerhöhung an die Endverbraucher überwälzt wird, hängt von der Konkurrenzsituation auf dem Strommarkt und der Zuteilungsmethode ab: Eine relativ geringe Überwälzung wäre am ehesten bei sehr elastischer Stromnachfrage und großzügiger Gratiszuteilung sowohl an bisherige Betreiber als auch an Neuemittenten wahrscheinlich. Erwartet wird aber, dass die Kostenerhöhung des Grenzbieters auf die Nachfrager überwälzt wird und dass damit im Strombereich erhebliche Renten entstehen, während vor allem die energieintensive Industrie Mehrbelastungen tragen muss. Auch von *Sijm* wird deshalb vorgeschlagen, die Emissionsrechte zu versteigern und die Erlöse hieraus teilweise für die Kompensation der Energieverbraucher zu verwenden.

Detaillierte Rechnungen zu den Preiseffekten in der ersten Handelsperiode in Großbritannien und neun anderen europäischen Ländern sind von *ILEX (2003, 2004)* vorgelegt worden, wobei ein Zertifikatspreis von 10 Euro zu Grunde gelegt wird. Eine vollständige Überwälzung der Grenzkostenerhöhung würde in den betrachteten Ländern zu Preissteigerungen von 0,29 bis 0,93 ct/kWh führen, während die Durchschnittsbelastungen unter Berücksichtigung der Gratiszuteilung und der Grenzkostendifferenzen unterschiedlicher Kraftwerksarten wesentlich geringer sind. Daraus ergibt sich eine beträchtliche Unsicherheit über das Ausmaß der Überwälzung von Zertifikatskosten auf Großhandels- und auf Endverbraucherpreise. Als wichtige Faktoren der zu erwartenden Überwälzung werden die Marktstruktur, die Regulierung und die

Ausgestaltung der NAP (Stringenz, Neuemittenten, Stilllegungen, Updating) berücksichtigt, die in den einzelnen Ländern unterschiedlich bedeutsam sein können (Tabelle 13-6).

Im Fall von bedeutsamer Marktmacht und vor allem bei starker vertikaler Integration wird von ILEX aus Gründen strategischen Verhaltens eine geringe Überwälzung auf Großhandelspreise für möglich gehalten. Im Hinblick auf Endverbraucherpreise können außerdem Regulierungen Preissteigerungen verhindern. Eingeschränkte Überwälzungen werden auch in den Fällen erwartet, in denen aufgrund großzügiger Zuteilungen im NAP kein oder nur ein geringer Druck für Preiserhöhungen entsteht. Grundsätzlich können auch die Regelungen für Neuemittenten und Stilllegungen, das strategische Preissetzungsverhalten beeinflussen; in der ersten Handelsperiode würden solche Effekte aber noch keine wesentliche Rolle spielen. Es wird auch darauf hingewiesen, dass ein Updating der Zuteilungsbasis (re-basing) die Opportunitätskosten vermindert, und damit sowohl den Anreiz für Emissionsvermindierungen als auch die Grundlage für Preisüberwälzungen reduzieren kann; es wird aber davon ausgegangen, dass solche Aktualisierungen des Basisjahres (für die zweite Handelsperiode) bisher nicht geplant seien.

Tabelle 13-6 fasst die Einschätzungen der ILEX-Studie zusammen. Dabei ist zu betonen, dass immer dann eine vollständige Überwälzung angenommen wird, wenn keine besonderen Gründe für geringere Preisüberwälzungen bekannt sind. So wird auch für Deutschland eine vollständige Überwälzung der Grenzkosten ausgewiesen, zugleich wird aber gerade hier auf die große Unsicherheit dieser Bewertung hingewiesen.

Tabelle 13-6: Strompreiseffekte für Endkunden nach ILEX (2004)

| | full | estimated | | determinants | | | confidence |
|-------------|----------|-----------|-----|--------------|--------|-----|------------|
| | Cent/kWh | Cent/kWh | % | Regulation | Market | NAP | level |
| Denmark | 0,70 | 0,70 | 100 | | | x | high |
| Finland | 0,70 | 0,70 | 100 | | | x | high |
| France | 0,93 | 0,03 | 3 | x | | | medium |
| Germany | 0,93 | 0,93 | 100 | x | x | x | low |
| Ireland | 0,49 | 0,12 | 24 | x | | | high |
| Italy | 0,83 | 0,00 | 0 | x | | x | medium |
| Netherlands | 0,77 | 0,77 | 100 | | x | x | medium |
| Spain | 0,58 | 0,04 | 8 | x | | | high |
| Sweden | 0,70 | 0,70 | 100 | | | x | high |
| UK | 0,54 | 0,54 | 100 | | x | | medium |

Source: ILEX (2004) Tables 4 and 12.

Der Einfluss der Allokationsmethode auf die Wirkungsweise eines CO₂-Emissionshandels ist auch Gegenstand in der amerikanischen umweltökonomischen Diskussion. In Analysen von *Resources for the Future* (Burtraw et al. 2001, Morgenstern et al. 2002) sind insbesondere Effizienz und Verteilungseffekte eines Emissionshandels im Elektrizitätssektor untersucht worden, wobei für die Allokation drei Ansätze unterschieden werden: Auktionierung, Grandfathering und ein Generation Performance Standard (GPS), bei dem eine Aktualisierung der Allokation auf Basis der Stromerzeugungsanteile erfolgt (Updating). Von Burtraw et al. sind diese

Ansätze mit Hilfe eines amerikanischen Strommarktmodells (Haiku) simuliert worden. Die resultierende Strompreiserhöhung ist in den Fällen einer Gratisallokation geringer als bei einer Auktionierung. Ursächlich ist hierfür, dass in einem Teil der Regionen eine Regulierung anhand von Durchschnittskosten erfolgt, wobei Opportunitätskosten nicht berücksichtigt werden. Dort können die Zertifikatskosten im Fall der Auktionierung, aber nicht in den Fällen der Gratisallokation vollständig überwältigt werden.

Alles in Allem verdeutlichen diese unterschiedlichen Analysen, dass die zu erwartenden Preiseffekte von einer Reihe unterschiedlicher Faktoren abhängen, die sich zudem in ihrer Wirkung überlagern können. Angesichts der komplexen und mehr oder minder regulierten Marktstrukturen und der zum Teil sehr differenzierten Ausgestaltung der Nationalen Allokationspläne lassen sich die Gesamtwirkungen des Emissionshandels in Modellrechnungen bisher nicht befriedigend quantifizieren. Demzufolge können die Ergebnisse unterschiedlicher Studien voneinander abweichen bzw. eine große Bandbreite an möglichen Preiseffekten begründen.

13.2.8 Fazit

Der Einfluss des Emissionshandels auf die Strompreise in Deutschland hängt von einer Reihe unterschiedlicher Faktoren ab, die bisher nur mit einigen Unsicherheiten berücksichtigt werden können. Hierzu zählt nicht zuletzt die durchschnittliche Höhe des Zertifikatspreises in der ersten Handelsperiode. Für erste Abschätzungen ist hier wie in anderen bisherigen Untersuchungen ein durchschnittlicher Zertifikatspreis in der Größenordnung von 10 Euro (in einer Bandbreite von 5 bis 15 Euro) angenommen worden. Mitte 2005 lag dieser Preis allerdings deutlich über 20 Euro.

Hinsichtlich der Überwälzung der Zertifikatskosten auf die Strompreise sind grundsätzlich zwei Fälle danach zu unterscheiden, ob dabei lediglich die Mehrbelastung unter Abzug der kostenlosen Zuteilungen angerechnet wird oder ob dabei die Opportunitätskosten der Zertifikate zu Grunde gelegt werden, die (weitgehend) unabhängig von der Gratiszuteilung entstehen. Wenn die kostenlosen Zuteilungen berücksichtigt würden und jeweils nur die Mehrbelastung auf die Stromverbraucher überwältigt würde, dürfte es kaum zu spürbaren Erhöhungen der Strompreise aufgrund des Emissionshandels kommen.

Der Zertifikatspreis führt für sich genommen aber zu einer kräftigen Erhöhung der Grenzkosten der Stromerzeugung. So erhöht ein Zertifikatspreis von 10 Euro je t CO₂ die Grenzkosten eines bestehenden Steinkohlenkraftwerkes um etwa 0,9 Cent je kWh. Bei einer weitgehenden Überwälzung solcher Grenzkosten würden sich vor allem die Großhandelspreise für Strom relativ stark erhöhen. Aufgrund der kostenlosen Zuteilung könnten solche Preissteigerungen zugleich zu beträchtlichen Gewinnsteigerungen der Stromerzeuger führen.

Theoretische Analysen zeigen, dass Grenzkostenerhöhungen in allen Marktformen mehr oder weniger stark auf die Preise überwältigt werden, wobei das Ausmaß der Überwälzung vor allem von der Preiselastizität der Nachfrage und vom strategischen Verhalten der Anbieter abhängt. Auch die bisherigen Entwicklungen zu Beginn der ersten Handelsperiode deuten dar-

auf hin, dass die Opportunitätskosten zu einem Großteil auf die Strompreise überwälzt werden.

13.2.9 Literatur

- Bauer, Chr., Zink, J.Chr. 2005: Korrelation zwischen Strompreisen und CO₂-Zertifikatspreisen. In: Energiewirtschaftliche Tagesfragen. 55. Jg. (2005) Heft 8. S. 574-577. August 2005.
- Bode, S. 2004: Multi-Period Emissions Trading in the Electricity Sector - Winners and Losers. HWWA Discussion Paper 268. www.hwwa.de
- Burtraw, D., Palmer, K., Bharvirkar, R., Paul, A. 2001: The Effect of Allowance Allocation on the Cost of Carbon Emission Trading. Resources for the Future. Discussion Paper 01-30. August 2001.
- Carbon Trust 2004: The European Emissions Trading Scheme: Implications for Industrial Competitiveness. June 2004.
- DEHSt 2004: Emissionshandel in Deutschland: Verteilung der Emissionsberechtigungen für die erste Handelsperiode 2005-2007. Daten und Fakten zur Zuteilung der Emissionsberechtigungen an 1.849 Anlagen. Redaktionsschluss: 20.12.2004. www.dehst.de
- DEHSt 2004: Anwendung und Berechnung der anteiligen Kürzung der Zuteilungsmengen für die erste Zuteilungsperiode nach § 4 Absatz 4 ZuG 2007. 20.12.2004, aktualisiert am 23.12.2004. www.dehst.de
- DIW 2004: Energiepreise in Bewegung. In: Wochenbericht des DIW Berlin 44-2004. Bearb. von Jochen Diekmann, Manfred Horn, Claudia Kemfert, Uwe Kunert.
- EEX 2005: European Energy Exchange. www.eex.de
- Eurostat 2004: Strompreise für die industriellen Verbraucher in der EU am 1. Januar 2004. Statistik kurz gefasst. UMWELT UND ENERGIE 3/2004. Manuskript abgeschlossen: 18.06.2004. Strompreise für die privaten Haushalte in der EU am 1. Januar 2004. Statistik kurz gefasst. UMWELT UND ENERGIE 2/2004. Manuskript abgeschlossen: 18.06.2004.
- IKARUS-Datenbank 2003: Instrumente zur Analyse von Klimagasreduktionsstrategien (IKARUS). Datenbank, LP-Modell. Forschungszentrum Jülich 2003.
- ILEX Energy Consulting 2003: Implications of the EU ETS for the power sector. A report to DTI, DEFRA and OFGEM. September 2003.
- ILEX Energy Consulting 2004: Impact of the EU ETS on European electricity Prices. A report to DTI. July 2004.
- Kemfert, C. 2004: Der europäische Strommarkt zwischen Liberalisierung und Klimaschutz. Wie wirkt der Emissionsrechtehandel auf den Strompreis? In: Energiewirtschaftliche Tagesfragen. Heft 10/2004, S. 646-648.
- Mannaerts, H., Mulder, M. 2003: Emissions trading and the European electricity market. Consequences of emissions trading on prices of electricity and competitiveness of basic industries. CPB Memorandum Number 54. Netherlands' Bureau for Economic Policy Analysis. Economy and Physical Surroundings, Energy and Raw materials. 7 January 2003.

Morgenstern, R.D., Burtraw, D., Goulder, L.H., Ho, M., Palmer, K., Pizer, W., Sanchirico, J.N., Shih, J.-S. 2002: The Distributional Impacts of Carbon Mitigation Policies. Resources for the Future. Issue Brief 02–03. February 2002.

OXERA 2004: CO₂ emissions trading: How will it affect UK industry? Report prepared for: The Carbon Trust. July 2004.

Sarkar, J., Gupta, B., Pal, D. 1998: A Geometric Solution of a Cournot Oligopoly with Non-identical Firms. In: Journal of Economic Education. Spring 1998.

Sijm, J. 2004: The impact of the EU emissions trading scheme on the price of electricity in the Netherlands. ECN Policy Studies. ECN-RX—04-015.

13.3 Der Einfluss des Emissionshandels auf die Industriesektoren (ISI)

13.3.1 Einführung und allgemeine Beschreibung der Methodik

In diesem Kapitel werden für ausgewählte Branchen des verarbeitenden Gewerbes die möglichen Auswirkungen des EU Emissionshandels diskutiert. Ähnlich wie in Kapitel 13.2 werden mit Hilfe partialanalytischer Untersuchungen die Wirkungen des EU Emissionshandels für unterschiedliche Rahmenbedingungen auf variable Kosten, Gesamtkosten, Gewinne sowie die Nachfrage analysiert. Im Vergleich zur Stromerzeugung ist zu beachten, dass die Produktionsprozesse innerhalb der Branchen des verarbeitenden Gewerbes wesentlich heterogener sind und die schlechter ist. In der vorliegenden Analyse werden folgende Industriebranchen betrachtet: Zement-, Papier-, Glas- und Ziegelindustrien. Innerhalb der Glasindustrie wird zwischen Behälter- und Flachglas differenziert. Für die Ziegelindustrie erfolgt eine Unterscheidung nach Mauer- und Dachziegeln. Ansonsten werden keine weiteren Differenzierungen vorgenommen. Die Analyse berücksichtigt allerdings explizit, dass die betrachteten Branchen nicht nur direkt (über den Brennstoffeinsatz) vom EU Emissionshandel betroffen sind, sondern über den Strombezug auch indirekt mit Kostenänderungen zu rechnen haben. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu beachten, dass die verwendeten Daten zu Kosten, Preisen, etc. nur als vereinfachte Abbildung der tatsächlichen ökonomischen und technischen Rahmenbedingungen zu sehen sind. Auch gesamtwirtschaftliche Aspekte bleiben bei der partialanalytischen Betrachtung unberücksichtigt.

Beschreibung der Datengrundlagen und der wesentlichen Annahmen

Die Untersuchungen der Auswirkungen des EU Emissionshandels in der Zement- und Papierindustrie basierten auf vorhandenen detaillierten Daten zu den Produktionskosten branchentypischer Anlagen (IEA 2005, Hillebrand et al. 2005). Für die anderen Branchen waren allerdings keine Angaben zu Kosten verfügbar. Die Berechnungen für diese Branchen erfolgten daher vereinfachend auf Basis vorhandener Daten für Produktpreise (Statistisches Bundesamt 2004a, b). Dabei wurde implizit unterstellt, dass die Produktpreise im Wesentlichen den Gesamtsstückkosten entsprechen. Darüber hinaus wurden folgende Annahmen getroffen:

- Sämtliche Rechnungen werden für Bestandsanlagen durchgeführt. Neuanlagen werden nicht betrachtet. Bei Varianten mit einer kostenlosen Zuteilung von EU Allowances (EUAs) erfolgt diese nach den Regelungen des § 7 (1) ZuG 2007 auf Basis historischer Emissionen. Für die prozessbedingten Emissionen der Produktgruppen Zement, Behälterglas und Flachglas bestimmt sich die Menge an zugeteilten EUAs zusätzlich nach § 13 ZuG 2007.
- Überschüssige EUAs werden zum vorgegebenen Marktpreis verkauft, während fehlende EUAs zum Marktpreis in beliebiger Menge zugekauft werden können. Da Unternehmen nur dann fehlende Rechte am Markt zukaufen wenn die Kosten für unter-

nehmensinterne Maßnahmen höher liegen, stellen die Kosten für den Zukauf von EUA eine Obergrenze für die internen Vermeidungskosten dar¹⁵³.

- Vereinfachend wurde angenommen, dass für die betrachteten Produktionsmengen die durchschnittlichen variablen Kosten den Grenzkosten entsprechen und konstant sind (vgl. u. a. auch Oxera 2004, S. 11f).
- Die Wirkungen des Emissionshandels werden wesentlich durch die Reaktion der Nachfrageseite auf Preisänderungen bestimmt. Die Werte der Preiselastizitäten wurden, soweit verfügbar, aus bestehenden Studien (insbesondere IEA 2005, Oxera 2004) übernommen. Für die Preiselastizitäten der Produktgruppen Behälter- und Flachglas als auch Mauer- und Dachziegel wurden eigene Annahmen getroffen.
- Vereinfachend wurde als Marktform für die Industriebranchen vollkommene Konkurrenz unterstellt. Abweichend von der „reinen Lehre“ werden auch Varianten berechnet, in denen die Durchschnittskostensteigerungen (statt der Grenzkosten), die durch den Emissionshandel mit kostenloser Ausgabe der EUA ausgelöst wurden, für die Preisbildung maßgeblich sind.
- Die Analyse der Wirkungen erfolgt mit Preisen für EUA in Höhe von 5 € 10 € und 15 €
- Da die betrachteten Industriebranchen auch Strom beziehen, wurde bei der Analyse der Wirkungen des EU Emissionshandels auch berücksichtigt, inwiefern Kosten, die dem Stromsektor aus dem Emissionshandel zusätzlich entstehen, auf die Industriebranchen als Stromabnehmer überwältzt werden (siehe Kapitel 13.2) (indirekte Effekte). Um die Spannweite dieser indirekten Wirkungen aufzuzeigen, wurden sowohl die günstigste als auch die ungünstigste Variante aus Sicht der Industriebranchen betrachtet. Bei der günstigen Variante wurde unterstellt, dass sich die Strompreise durch den Emissionshandel nicht erhöhen. Das heißt, es kommt weder zu einer vollständigen noch zu einer partiellen Überwälzung der höheren Durchschnitts- bzw. der Opportunitätskosten (siehe Tabelle 13-7, Variante 1). Bei der Wahl der ungünstigsten Variante wurde davon ausgegangen, dass sich die Strombezugspreise auf Basis der Erzeugungskosten eines Braunkohlekraftwerkes ergeben.¹⁵⁴ Die ungünstigste Variante zeichnet sich dadurch aus, dass die Opportunitätskosten der CO₂-Emissionen eines bestehenden Braunkohlekraftwerks vollständig überwältzt werden (vgl. Kapitel 13.2).

Beschreibung der betrachteten Varianten

Insgesamt wurden bei der Untersuchung der direkten Effekte (über Brennstoffeinsatz) und der indirekten Effekte (über Strombezug) des Emissionshandels für jede Branche zehn verschiedene Varianten betrachtet. Dabei wurden für die Art der *Kostenüberwälzung* grundsätzlich

¹⁵³ Eine tiefer gehende Analyse der sektorspezifischen Vermeidungskosten war im Rahmen dieses Vorhabens nicht möglich. Ein solches Vorgehen wäre aber notwendig, um die tatsächliche Belastung der jeweiligen Sektoren besser zu erfassen.

¹⁵⁴ Aufgrund der Lastprofile der betrachteten Industriebranchen ist diese Annahme durchaus realistisch.

zwei Fälle unterschieden. Im ersten Fall wurde angenommen, dass die betrachtete Industriebranche die Steigerung der durchschnittlichen variablen Kosten an ihre Kunden weiter gibt¹⁵⁵. Im zweiten Fall wird angenommen, dass die Branche die Opportunitätskosten vollständig überwälzt. Für jeden dieser Fälle wurden fünf Varianten berechnet, die sich in den Annahmen über die Höhe der Marktpreise für die EUAs sowie in der Art der Kostenüberwälzung aus dem Stromsektor unterscheiden. Werden im Stromsektor die Opportunitätskosten auf die betrachtete Industriebranche vollständig überwälzt, wurde die Rechnung für drei verschiedene EUA-Preise (5, 10, 15 €/pro Tonne) durchgeführt, da bei vollkommener Weitergabe der Opportunitätskosten die Auswirkungen am deutlichsten sind. Für Varianten, in denen der Stromsektor annahmegemäß keine zusätzlichen Kosten oder nur die Steigerungen der variablen Kosten weiter gibt (siehe Tabelle 13-7, Variante 1 bzw. 2) wurden die Auswirkungen nur für einen EUA-Preis von 10 €/pro Tonne berechnet. Da die Nachfrage nach Produkten bei einem Preisanstieg zurückgeht, ist zumindest langfristig mit Markaustritten zu rechnen, dessen Ausmaß maßgeblich von der Elastizität der Nachfrage bestimmt wird. Dieser Aspekt konnte hier allerdings nicht vertieft untersucht werden, zumal für eine solche Analyse eine Differenzierung zwischen emissionshandelsbedingten und anders bedingten Preissteigerungen und Nachfragerückgängen hätte erfolgen müssen. Tabelle 13-7 gibt einen Überblick der betrachteten Varianten. Die Ergebnisse (als Kostensteigerungen im Vergleich zur Situation ohne Emissionshandel) finden sich in den Tabellen der nachfolgenden Kapitel, in denen die Ergebnisse branchenweise vorgestellt werden. Für die Papier- und Zementindustrie finden sich die Wirkungen auf die Gesamtkosten in den Zeilen 34 und 35 und für die Ziegel- und Glasbranchen in den Zeilen 22 und 23 der jeweiligen Tabellen. Um die Wirkung der Gratzuteilung von EUAs im Vergleich zu einer Versteigerung zu illustrieren, wurde unterschieden, ob die EUAs gratis nach den oben genannten Regelungen des ZuG 2007 vergeben werden oder ob diese zum Marktpreis zu erwerben sind.

Tabelle 13-7: Berechnungen der verschiedenen Varianten der Kostenüberwälzung

| Preis EUA [€] | 10 | 10 | 5 | 10 | 15 |
|-----------------------------|-------------------------|-----------------------|---------------------|-----------|-----------|
| | Kostenüberwälzung Strom | | | | |
| | keine | d. v. K. ¹ | Opportunitätskosten | | |
| Kostenüberwälzung Industrie | | | | | |
| d. v. K. ¹ | Var. 1a | Var. 2a | Var. 3-1a | Var. 3-2a | Var. 3-3a |
| Opportunitätskosten | Var. 1b | Var. 2b | Var. 3-1b | Var. 3-2b | Var. 3-3b |

1) d. v. K.: durchschnittliche variable Kosten

Durch einen Vergleich der Variante 1a/b mit der entsprechenden Variante 2a/b bzw. 3-1a/b, 3-2a/b sowie 3-3a/b lassen sich die direkten (über den Brennstoffeinsatz) und indirekten Kosteneffekte (über den Strompreis) des Emissionshandels auf die betrachteten Industriebranchen berechnen. Anzumerken ist, dass die Überwälzung der Opportunitätskosten durch den Stromsektor (Varianten 3-1a/b, 3-2a/b, 3-3a/b) für das produzierende Gewerbe eine zahlungswirk-

¹⁵⁵ D.h. die erhöhten Strombezugskosten und die Kosten für den Zukauf von Emissionsrechten werden auf die gesamte Produktionsmenge umgelegt.

same Kostensteigerung bedeutet und damit die variablen Kosten in den Abnehmersektoren des produzierenden Gewerbes erhöht.

In zusätzlichen Variantenrechnungen wurden die *Wirkungen von Auslastungsänderungen* untersucht. Aufgrund der bereits eingangs erwähnten Datenlage war dies jedoch nur für die Zement- und Papierindustrien möglich. Konkret wurden Produktionssteigerung von 10 % sowie ein Produktionsrückgang von 10 % gegenüber der Basisperiode unterstellt.¹⁵⁶ Durch diese Variationen lassen sich die Wirkungen einer Über- oder Unterausstattungen mit EUA aufgrund von Nachfrageänderungen abschätzen. Die Analysen zum Produktionsrückgang erlauben eine erste Einordnung, inwiefern Absatzeinbußen durch den Verkauf überschüssiger EUA finanziell kompensiert werden können. Die Analysen zur Produktionssteigerung erlauben näherungsweise eine Einschätzung, welche zusätzliche Belastung der Zukauf von EUA verursacht. Dabei wurde angenommen, dass eine Produktionssteigerung – z. B. aufgrund bestehender Überkapazitäten – ohne weitere Investitionen möglich ist, so dass zusätzlich nur variable Kosten anfallen. Für sämtliche Rechnungen zur Auslastungsänderung wurde angenommen, dass sowohl Stromerzeuger als auch Industriebranchen die Opportunitätskosten vollständig überwälzen.

Bei der Analyse der Auswirkungen des Emissionshandels auf die Gesamtkosten (pro Produkteinheit) wurde unterschieden, ob nur die erhöhten durchschnittlichen variablen Kosten oder die Opportunitätskosten in voller Höhe angesetzt werden. Hierbei ist zu beachten, dass die Annahmen über die Art und Höhe der Kostenweitergabe durch die Industriesektoren an Bedingungen geknüpft sein können, die im Rahmen dieser vereinfachend aggregierenden Analyse zwar erwähnt, aber nicht tiefer diskutiert oder sektorspezifisch geprüft und quantifiziert werden konnten. Neben den bereits erwähnten Annahmen zur Marktform zählen dazu Annahmen zur Kapazitätsauslastung, zu Angebots- und Nachfrageelastizitäten, Substitutionsbeziehungen, bzw. zum Wettbewerb mit Konkurrenten aus Staaten ohne Emissionshandel, etc.¹⁵⁷ Diese Annahmen unterstreichen, dass die nachfolgenden Berechnungen keine Prognosen, sondern modellhaft die Bandbreite für mögliche Kostenwirkungen darstellen, die sich aus dem Emissionsrechtehandel für die betrachteten Industriebranchen unter den angenommenen Rahmenbedingungen ergeben können.

Aufgrund der Datenlage war für die Zement- und Papierindustrie eine Unterscheidung zwischen variablen und Fixkosten möglich. Bei der Glas- und Ziegelindustrie erfolgten die Berechnungen auf Basis der Gesamtkosten (i.e. der Preise). Die nachfolgenden Tabellen sind wie folgt aufgebaut. Die fünf Spalten beinhalten die eingangs genannten Varianten (siehe Tabelle 13-7). Für die Zement- und Papierindustrie geben die Zeilen 1 bis 16 der Tabellen die Inputparameter der Berechnung an (für die Glas- und Ziegelindustrie sind diese die Zeilen 1

¹⁵⁶ Da die Auslastungskorrekturregel des § 7 (9) ZuG 2007 erst bei einer Reduktion der Produktion von mindestens 40 % zum Tragen kommt, erfolgte keine Anpassung der Zuteilungsmengen.

¹⁵⁷ Von Seiten der Industrie wird teilweise argumentiert, dass sich am Markt überhaupt keine Steigerungen der Grenzkosten durchsetzen lassen. Preissteigerungen (vgl. Dresdner Kleinwort Wasserstein (2004) für die Zementbranche, zitiert in Oxera (2004, S. 26).

bis 13)¹⁵⁸. Die spezifischen Parameter beziehen sich hierbei immer auf eine Tonne des betrachteten Produkts. Danach erfolgt in den Zeilen 17 bis 22 die Aufteilung in fixe und variable Kosten (entfällt für die Glas- und Ziegelindustrie). Zeile 23 (Zeile 14 bei Glas- und Ziegelindustrie) gibt die Gesamtkosten der benötigten EUA an und Zeile 24 (15) den Wert der kostenlos zugeteilten EUA, der sich aus dem Produkt des angenommenen EUA-Preises in Zeile 2 (2) und der Emissionszuteilung in Zeile 16 (13) ergibt. Zeile 25 (16) gibt die Verteuerung der Brennstoffe (je Tonne Produkt) an, die durch den Zukauf der fehlenden EUAs verursacht wird. Zeile 26 (17) enthält die Strompreisänderung, die von der Art der Kostenweitergabe durch die Stromerzeuger abhängt (Varianten 1, 2, 3-1 bis 3-3). Die Höhe der variablen Kosten ohne kostenlose Zuteilung der EUA findet sich in den Zeilen 27 (z. B. Versteigerung); die Höhe der variablen Kosten, die sich ergibt, wenn die Zertifikate kostenlos zugeteilt werden, ist in Zeile 28 angegeben (beide Angaben entfallen für die Glas- und Ziegelindustrie). Die Zeilen 29 bis 32 (18 bis 21) beinhalten die absoluten Änderungen der Gesamtkosten je Produkteinheit und die Zeilen 33 bis 35 die relativen Änderungen der Kosten (22, 23). Unter Berücksichtigung der Preiselastizität der Nachfrage in Zeile 36 (24) werden in den Zeilen 37 und 38 (25, 26) die Auswirkungen auf die Nachfrage ausgewiesen. Hierbei wird unterschieden, ob die Opportunitätskosten (Kauf der EUA) oder nur die durchschnittlichen Kostensteigerungen (Zuteilung der EUA) weitergegeben werden. Für die Zement- und Papierindustrie werden die hierzu notwendigen Preise angenommen, die aus der entsprechenden Fachserie des Statistischen Bundesamts abgeleitet sind (Statistisches Bundesamt 2004 a). Da die vereinfachten Rechnungen für die Glas- und Ziegelindustrie bereits preisbasiert sind, müssen hier keine zusätzlichen Annahmen getroffen werden.

13.3.2 Zementindustrie

Bei Zement handelt es sich um ein Massenprodukt der Grundstoffindustrie, für das kaum Im- und Exporte in den außereuropäischen Raum zu verzeichnen sind: der wertmäßige Importanteil (gemessen am Gesamtumsatz) beträgt lediglich 1,3 %, der Exportanteil beläuft sich auf 2,7 % (Statistisches Bundesamt 2004 a). Unter diesem Aspekt kann man die deutsche Zementindustrie als vergleichsweise geschlossenen Markt betrachten.¹⁵⁹ Die Transportkosten verhindern weitgehend einen großräumigen internationalen Wettbewerb, was allerdings nicht für grenznahe Regionen gilt. Diese Eigenschaften sind für die Möglichkeit der Überwälzung der EUA-Kosten auf die Kunden von Bedeutung. Darüber hinaus ist zu beachten, dass in der Zementindustrie neben den energiebedingten auch prozessbedingte Emissionen zu berücksichtigen sind, für die Emissionsrechte nach § 13 ZuG 2007 in Höhe der Emissionen in der Basisperiode zugeteilt werden.

Tabelle 13-8 zeigt die spezifischen Kosten der Zementproduktion mit und ohne Emissionshandel. Auf Basis der Zuteilungsregelung wurde die Emissionszuteilung pro Tonne Zement

¹⁵⁸ Zeilenangaben ohne Klammern beziehen sich auf die Zement- und Papierindustrie.

Zeilenangaben in Klammern beziehen sich auf die Glas- und Ziegelindustrie (verkürzte Darstellung).

¹⁵⁹ Auch in der von Oxera durchgeführten Studie (2004) wird der Zementmarkt – allerdings für Großbritannien – als nationaler Markt betrachtet.

ermittelt. Um die Änderung der Grenzkosten zu berechnen, wurden die Kosten in variable und fixe Kosten zerlegt und die Energiekosten gesondert ausgewiesen. Dadurch ließen sich die EUA-Kosten sowie der Wert der kostenlosen Emissionszuteilung ermitteln. Um auch die indirekten Effekte des Emissionshandels durch die Strompreisänderungen zu berücksichtigen, wurde für die Strompreisänderungen auf die Berechnungen aus Kapitel 13.2 zurückgegriffen. Die Analyse unterscheidet zunächst, ob die Stromerzeuger die durchschnittlichen variablen Kostensteigerungen oder die Opportunitätskosten überwälzen. Diese für Zement beschriebene Vorgehensweise ist für alle betrachteten Branchen identisch.

a) Stromerzeuger überwälzt die Steigerung der Durchschnittskosten (Variante 2)

Bei einem EUA-Preis von 10 € ergibt sich für die Kostensteigerung in der Zementproduktion ein Wert von lediglich 0,66 % (Variante 2, Zeile 35). Die Kostensteigerungen bleiben gering, da nur ein relativ geringer Anteil der EUA zugekauft werden muss und die Stromerzeuger annahmegemäß nur die variablen Kostensteigerungen überwälzen. Geben die Zementerzeuger genau die Steigerung der durchschnittlichen Variablen Kosten weiter (Variante 2a, Zeile 35), so kommt es aufgrund der geringen Preiselastizität zu einem eher geringen Nachfragerückgang zwischen 0,08 % und 0,14 % und zu entsprechend geringen Gewinneinbußen. Falls es - aus hier nicht näher spezifizierten Gründen - erst gar nicht zu einer Erhöhung der Strompreise kommt (vgl. Kapitel 13.2), steigen die Kosten der Zementproduktion um 0,39 % (Variante 1). Die strominduzierten Kostensteigerungen liegen daher bei 0,27 % und fallen quantitativ kaum ins Gewicht.

Geben die Zementerzeuger hingegen die Opportunitätskosten in voller Höhe an die Kunden weiter (Variante 2b), kommt es bei der Zementerzeugung im Vergleich zur Situation ohne Emissionshandel zu deutlichen Kostensteigerungen von etwa 15 % (Zeile 34). Da die Durchschnittskosten weit weniger steigen (Zeile 35), erhöhen sich die spezifischen Gewinne in diesem Fall deutlich.¹⁶⁰ Aufgrund der geringen Preiselastizität sinkt die Nachfrage unterproportional, so dass sich in diesem Fall eher eine Verbesserung der Gesamtgewinnsituation einstellen wird.¹⁶¹ Die Änderung der Strompreise spielt wiederum nur eine untergeordnete Rolle, die Differenz beträgt für die Gesamtkosten wie bei der Weitergabe der Steigerung der Durchschnittskosten nur 0,27 %.¹⁶²

b) Stromerzeuger überwälzt die Opportunitätskosten (Varianten 3-1, 3-2, 3-3)

Wenn die Stromerzeuger die Opportunitätskosten vollständig weitergeben, kommt es zu einer Kostensteigerung bei der Zementherstellung von bis zu 5,84 % (Zeile 35, EUA-Preis 15 €).

¹⁶⁰ Zusätzlicher Gewinn pro Tonne: Differenz zwischen Gesamtkosten (ohne Zuteilung) und Gesamtkosten (mit Zuteilung). Dies gilt nur für die Menge an Produkten, für die der Betrieb kostenlose EUAs erhalten hat.

¹⁶¹ Der Rückgang der Nachfrage entfaltet prinzipiell eine doppelte Wirkung auf den Gesamtgewinn. Zum einen sinkt dieser selbst bei konstanter Marge da weniger abgesetzt wird. Zum anderen sinkt der Stückgewinn da die Fixkosten jetzt auf eine geringe Menge umgelegt werden müssen. Bei bereits abgeschriebenen Anlagen ist der zweite Effekt ggf. zu vernachlässigen.

¹⁶² $15,20 \% - 14,92 \% = 0,28 \%$; $0,66 \% - 0,39 \% = 0,27 \%$ (Rundungsfehler)

Geben die Zementhersteller nur diese Kostensteigerungen weiter (Varianten 3-1a bis 3-3a), so kommt es zu einem Nachfragerückgang von bis zu 1,24 %, was sich ebenfalls negativ auf den Gewinn auswirkt.

Tabelle 13-8: Auswirkungen des Emissionshandels auf die Produktionskosten und die Nachfrage für Zement

| Varianten | | 1 | 2 | 3-1 | 3-2 | 3-3 |
|---|----------------------|--------|------------------------|---------------------|--------|--------|
| 1 Strom: Überwälzung | | | d. v. K. ¹⁾ | Opportunitätskosten | | |
| 2 EUA-Preis | €/t CO ₂ | 10 | 10 | 5 | 10 | 15 |
| 3 Strompreisänderung | % | 0,0 | 2,3 | 15,7 | 31,5 | 47,2 |
| 4 Zinssatz | % | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| 5 Lebensdauer | a | 25 | 25 | 25 | 25 | 25 |
| 6 spezifische Investition (pro Kapazitätseinheit) | €/t _{kap} | 150 | 150 | 150 | 150 | 150 |
| 7 Auslastungsgrad | - | 0,93 | 0,93 | 0,93 | 0,93 | 0,93 |
| 8 Annuitätsfaktor | 1/a | 0,0782 | 0,0782 | 0,0782 | 0,0782 | 0,0782 |
| 9 Betriebskostensatz fix (Investition) | % | 15 | 15 | 15 | 15 | 15 |
| 10 Emissionsfaktor energiebedingt | t CO ₂ /t | 0,292 | 0,292 | 0,292 | 0,292 | 0,292 |
| 11 Erfüllungsfaktor (energiebedingt) | - | 0,9709 | 0,9709 | 0,9709 | 0,9709 | 0,9709 |
| 12 anteiliger Kürzungsfaktor (energiebedingt) | - | 0,9538 | 0,9538 | 0,9538 | 0,9538 | 0,9538 |
| 13 Emissionen prozessbedingt | t CO ₂ /t | 0,53 | 0,53 | 0,53 | 0,53 | 0,53 |
| 14 Erfüllungsfaktor (prozessbedingt) | - | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 15 Emissionsfaktor (Produkt) | t CO ₂ /t | 0,8220 | 0,8220 | 0,8220 | 0,8220 | 0,8220 |
| 16 Emissionszuteilung | t CO ₂ /t | 0,8004 | 0,8004 | 0,8004 | 0,8004 | 0,8004 |
| 17 Kapitalkosten | €/t | 12,62 | 12,62 | 12,62 | 12,62 | 12,62 |
| 18 Betriebskosten fix | €/t | 24,19 | 24,19 | 24,19 | 24,19 | 24,19 |
| 19 <i>Fixkosten gesamt</i> | €/t | 36,81 | 36,81 | 36,81 | 36,81 | 36,81 |
| 20 Brennstoffpreis | €/t | 7,05 | 7,05 | 7,05 | 7,05 | 7,05 |
| 21 Strompreis | €/t | 6,55 | 6,55 | 6,55 | 6,55 | 6,55 |
| 22 sonstige variable Betriebskosten | €/t | 4,68 | 4,68 | 4,68 | 4,68 | 4,68 |
| 23 EUA-Kosten Brennstoff | €/t | 8,22 | 8,22 | 4,11 | 8,22 | 12,33 |
| 24 Wert zugeteilter EUA | €/t | 8,00 | 8,00 | 4,00 | 8,00 | 12,01 |
| 25 Änderung Brennstoffkosten | €/t | 0,22 | 0,22 | 0,11 | 0,22 | 0,32 |
| 26 Änderung Strompreis | €/t | 0,00 | 0,15 | 1,03 | 2,06 | 3,09 |
| 27 <i>variable Kosten (Kauf der EUA)</i> | €/t | 26,50 | 26,65 | 23,42 | 28,56 | 33,70 |
| 28 <i>variable Kosten (Zuteilung der EUA)</i> | €/t | 18,50 | 18,65 | 19,42 | 20,56 | 21,69 |
| 29 <i>Gesamtkosten (ohne EUA)</i> | €/t | 55,09 | 55,09 | 55,09 | 55,09 | 55,09 |
| 30 <i>Gesamtkosten (Kauf der EUA)</i> | €/t | 63,31 | 63,46 | 60,23 | 65,37 | 70,51 |
| 31 <i>Gesamtkosten (Zuteilung der EUA)</i> | €/t | 55,31 | 55,46 | 56,23 | 57,37 | 58,51 |
| 32 <i>Erhöhung der Gesamtkosten (Zuteilung der EUA)</i> | €/t | 0,22 | 0,37 | 1,14 | 2,28 | 3,41 |
| 33 Änderung variable Kosten (Kauf der EUA) | % | 44,97 | 45,80 | 28,12 | 56,24 | 84,36 |
| 34 Änderung Gesamtkosten (Kauf der EUA) | % | 14,92 | 15,20 | 9,33 | 18,66 | 27,99 |
| 35 Änderung Gesamtkosten (Zuteilung der EUA) | % | 0,39 | 0,66 | 2,02 | 3,97 | 5,84 |
| 36 Preiselastizität | | -0,27 | -0,27 | -0,27 | -0,27 | -0,27 |
| 37 Änderung Nachfrage, Preis 70 €/t (Kauf der EUA) | % | -3,17 | -3,23 | -1,98 | -3,97 | -5,95 |
| 38 Änderung Nachfrage, Preis 70 €/t (Zuteilung der EUA) | % | -0,08 | -0,14 | -0,43 | -0,84 | -1,24 |

1) d. v. K.: durchschnittliche variable Kosten

Quellen: Berechnungen des Fraunhofer ISI auf Basis von IEA (2005) sowie Funding La Cour und Mollgaard (2002)

Geben die Zementhersteller hingegen die Opportunitätskosten in voller Höhe weiter (Preissteigerung je nach EUA-Preis zwischen 9,33 % und knapp 28 %, Zeile 34, Varianten 3-1b bis 3-3b), so erhöhen sich ihre spezifischen Gewinne wiederum um die Differenz der Gesamtkosten

ten (mit und ohne Zuteilung). Demgegenüber steht aber auch wieder ein Nachfragerückgang der im Vergleich zu (a) mit bis zu 5,95 % jedoch deutlich stärker ausfällt. Aufgrund der geringen Preiselastizität und des hohen spezifischen Gewinnzuwachses ist aber eher mit einer Steigerung des Gesamtgewinns zu rechnen.¹⁶³

Schließlich ist für die Zementherstellung noch einmal der große Einfluss der Energiekosten auf die variablen Kosten hervorzuheben: Selbst ohne Berücksichtigung der EUAs werden 75 % der variablen Kosten durch Energiekosten verursacht (siehe Zeilen 20 bis 22). Somit schlagen auch die EUA-Preise erheblich auf die variablen Kosten durch. Bei einem EUA-Preis von 15 €/t errechnet sich ein Anstieg der Grenzkosten von knapp 85 % (Zeile 33)¹⁶⁴.

c) *Auswirkungen von Auslastungsänderungen bei Überwälzung der Opportunitätskosten*

Bei einem Produktionsrückgang um 10 % gegenüber der Basisperiode kommt es bei einer Zuteilung auf Basis historischer Emissionen (§ 7 ZuG 2007) zu einer „Überausstattung“ mit EUAs. Diese überschüssigen EUA können am Markt verkauft werden, was – umgerechnet auf jede abgesetzte Tonne Zement – zu einer Entlastung in Höhe von 0,45 € bis 1,33 € (je nach EUA-Preis) führt. Durch den Umsatzrückgang steigt allerdings die spezifische Fixkostenbelastung um etwa 4,10 €/pro Tonne Zement, so dass sich durch den Auslastungsrückgang netto eine Kostensteigerung von 2,75 € bis 3,65 €/pro Tonne Zement ergibt. Eine dauerhafte Unterlastung würde zu Marktaustritten der Grenzanbieter führen.

Bei einer Produktionsausweitung in Höhe von 10 % ergeben sich spiegelbildliche Effekte. Für die Produktionsausweitung entstehen zusätzliche Kosten aus dem Zukauf von Emissionsrechten. Diese werden (wie auch die sonstigen variablen Kosten) annahmegemäß vollständig überwältigt und führen nicht zu einer zusätzlichen Belastung. Darüber hinaus sinken die anteiligen Fixkosten pro Tonne Zement um etwa 3,40 €, so dass insgesamt eine deutliche Entlastung eintritt. Wenn sich bei einer Produktionsausweitung statt der Opportunitätskosten des Emissionsausstoßes nur die zusätzlichen durchschnittlichen Kosten überwältigen ließen, würde dies einer zusätzlichen Belastung von 0,35 € bis 1,10 € (je nach Preis für die EUA) je Tonne Zement entsprechen. Diese Belastung würde aber durch die Entlastung über den Fixkosteneffekt mehr als kompensiert. Führt die Nachfrageentwicklung zu „übernormalen“ Gewinnen bei den Marktteilnehmern, kommt es bei freiem Marktzugang zum Eintritt neuer Teilnehmer.

¹⁶³ In Kapitel 13.3.5 werden unter zusätzlichen Annahmen über die Höhe der Produktpreise konkrete Aussagen zur Entwicklung der Gewinne in der Zement- und in der Papierindustrie getroffen.

¹⁶⁴ Die Sensibilität der variablen Kosten gegenüber den EUA-Preisen verdeutlicht letztendlich auch die Relevanz eines adäquaten Risikomanagements in der Zementindustrie, besonders wenn sich kurzfristig nur die durchschnittlichen variablen Kosten weitergeben lassen.

13.3.3 Papierindustrie

Im Vergleich zur Zementindustrie steht die Papierindustrie stärker im internationalen Wettbewerb. Etwa 50 % des deutschen Papierbedarfs werden importiert, und die deutsche Papierindustrie exportiert etwa 45 % ihrer Produktion ins Ausland.¹⁶⁵ Als Preiselastizität wurde ein Wert von -1,88 aus IEA (2005) übernommen.

Die Energieintensität der Papierindustrie ist geringer als die der Zementindustrie: etwa 13 % der Gesamtkosten werden durch den Energiebedarf verursacht. Allerdings beträgt der Anteil der Stromkosten an den Energiekosten 85 %. Damit haben die indirekten Effekte der Stromproduktion für die Papierindustrie eine ungleich höhere Bedeutung als beispielsweise für die Zementindustrie. Prozessbedingte Emissionen fallen in der Papierproduktion nicht an. Tabelle 13-9 zeigt die spezifischen Kosten pro Tonne Papier (Aufbau analog zu Tabelle 13-8).

a) *Stromerzeuger überwälzt die Steigerung der Durchschnittskosten (Variante 2)*

Mit einer Steigerung der Strompreise in Höhe von 2,3 % (Variante 2, Zeile 3) liegt die Kostensteigerung in der Papierproduktion unter den hier getroffenen Annahmen bei 0,34 % (Tabelle 13-9, Variante 2, Zeile 35). Werden seitens der Papierindustrie nur diese durchschnittlichen Kostensteigerungen weitergegeben, so sind aufgrund der hohen Preiselastizität überproportional starke Nachfragerückgänge zu verzeichnen. Durch den induzierten Umsatzrückgang um 0,52 % wird der Gesamtgewinn geschmälert. Kommt es trotz des Emissionshandels nicht zu einer Erhöhung der Strompreise, fällt die Kostensteigerung mit 0,07 % um einen Faktor fünf geringer aus (Variante 1a), d. h. der Anteil der gestiegenen Stromkosten am Gesamtkostenanstieg beträgt rund 80 %.

Kommt es hingegen zu einer vollständigen Überwälzung der Opportunitätskosten des Emissionsausstoßes durch die Papierindustrie, ergeben sich wesentlich stärkere Effekte. Einer Preissteigerung von €3,70 pro Tonne (Tabelle 13-9, Zeile 24) stehen Steigerungen der durchschnittlichen Kosten von 0,30 € bis 1,38 € gegenüber (Tabelle 13-9, Zeile 32). Damit steigen die spezifischen Gewinne pro Tonne deutlich an. Allerdings wirkt diesem spezifischen Gewinnanstieg ein Nachfragerückgang zwischen 1,50 und 1,91 % entgegen, so dass die Wirkung auf den Gesamtgewinn unklar bleibt.¹⁶⁶

b) *Stromerzeuger überwälzt die Opportunitätskosten (Varianten 3-1, 3-2, 3-3)*

Wenn die Stromerzeuger die Opportunitätskosten voll weitergeben, so liegen die Kostensteigerungen in der Papierindustrie zwischen knapp 1,82 und 5,26 % (Tabelle 13-9, Zeile 35). Geben die Papierproduzenten diese Kostensteigerungen weiter, so sinkt der Gesamtgewinn

¹⁶⁵ Im- und Exportquoten lagen nicht getrennt nach EU- und Nicht-EU-Ländern vor. Daher ist nicht ersichtlich, wie groß der Im- und Export mit Ländern außerhalb der EU ist. Im- und Exporte innerhalb der EU sind an dieser Stelle zu vernachlässigen, da die Effekte des Emissionshandels auf die Papierbranche innerhalb der EU zumindest in Bezug auf die variablen Kosten und die Opportunitätskosten in etwa gleich sein dürften.

¹⁶⁶ vgl. Kapitel 13.3.5 für konkrete Aussagen zur Entwicklung der Gewinne in der Papierindustrie.

aufgrund des Nachfragerückgangs von bis zu 8 % und dem damit einhergehenden Anstieg der durchschnittlichen Fixkosten.

Tabelle 13-9: Auswirkungen des Emissionshandels auf die Produktionskosten und die Nachfrage für Papier

| Varianten | | 1 | 2 | 3-1 | 3-2 | 3-3 |
|--|----------------------|-------------|-----------------------|---------------------|-------------|--------|
| 1 Strom: Überwälzung | | | d. v. K. ¹ | Opportunitätskosten | | |
| 2 EUA-Preis | €/t CO ₂ | 10 | 10 | 5 | 10 | 15 |
| 3 Strompreisänderung | % | 0,0 | 2,3 | 15,7 | 31,5 | 47,2 |
| 4 Zinssatz | % | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| 5 Lebensdauer | a | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 |
| 6 spezifische Investition (pro Kapazitätseinheit) | €/t _{kap} | 1200 | 1200 | 1200 | 1200 | 1200 |
| 7 Auslastungsgrad | - | 0,85 | 0,85 | 0,85 | 0,85 | 0,85 |
| 8 Annuitätsfaktor | 1/a | 0,0872 | 0,0872 | 0,0872 | 0,0872 | 0,0872 |
| 9 Betriebskostensatz fix (Investition) | % | 13 | 13 | 13 | 13 | 13 |
| 10 Emissionsfaktor energiebedingt | t CO ₂ /t | 0,4 | 0,4 | 0,4 | 0,4 | 0,4 |
| 11 Erfüllungsfaktor (energiebedingt) | - | 0,9709 | 0,9709 | 0,9709 | 0,9709 | 0,9709 |
| 12 anteiliger Kürzungsfaktor (energiebedingt) | - | 0,9538 | 0,9538 | 0,9538 | 0,9538 | 0,9538 |
| 13 Emissionen prozessbedingt | t CO ₂ /t | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 14 Erfüllungsfaktor (prozessbedingt) | - | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 15 Emissionsfaktor (Produkt) | t CO ₂ /t | 0,4000 | 0,4000 | 0,4000 | 0,4000 | 0,4000 |
| 16 Emissionszuteilung | t CO ₂ /t | 0,3704 | 0,3704 | 0,3704 | 0,3704 | 0,3704 |
| 17 Kapitalkosten | €/t | 123,08 | 123,08 | 123,08 | 123,08 | 123,08 |
| 18 Betriebskosten fix | €/t | 183,53 | 183,53 | 183,53 | 183,53 | 183,53 |
| 19 <i>Fixkosten gesamt</i> | €/t | 306,61 | 306,61 | 306,61 | 306,61 | 306,61 |
| 20 Brennstoffpreis | €/t | 6,90 | 6,90 | 6,90 | 6,90 | 6,90 |
| 21 Strompreis | €/t | 46,45 | 46,45 | 46,45 | 46,45 | 46,45 |
| 22 sonstige variable Betriebskosten | €/t | 42,55 | 42,55 | 42,55 | 42,55 | 42,55 |
| 23 EUA-Kosten Brennstoff | €/t | 4,00 | 4,00 | 2,00 | 4,00 | 6,00 |
| 24 Wert zugeteilter EUA | €/t | 3,70 | 3,70 | 1,85 | 3,70 | 5,56 |
| 25 Änderung Brennstoffkosten | €/t | 0,30 | 0,30 | 0,15 | 0,30 | 0,44 |
| 26 Änderung Strompreis | €/t | 0,00 | 1,08 | 7,31 | 14,61 | 21,92 |
| 27 <i>variable Kosten (Kauf der EUA)</i> | €/t | 99,90 | 100,98 | 105,21 | 114,51 | 123,82 |
| 28 <i>variable Kosten (Zuteilung der EUA)</i> | €/t | 96,20 | 97,28 | 103,35 | 110,81 | 118,26 |
| 29 <i>Gesamtkosten (ohne EUA)</i> | €/t | 402,51 | 402,51 | 402,51 | 402,51 | 402,51 |
| 30 <i>Gesamtkosten (Kauf der EUA)</i> | €/t | 406,51 | 407,59 | 411,82 | 421,13 | 430,43 |
| 31 <i>Gesamtkosten (Zuteilung der EUA)</i> | €/t | 402,81 | 403,89 | 409,97 | 417,42 | 424,88 |
| 32 <i>Erhöhung der Gesamtkosten (Zuteilung der EUA)</i> | €/t | 0,30 | 1,38 | 7,45 | 14,91 | 22,36 |
| 33 Änderung variable Kosten (Kauf der EUA) | % | 4,17 | 5,30 | 9,70 | 19,41 | 29,11 |
| 34 Änderung Gesamtkosten (Kauf der EUA) | % | 0,99 | 1,26 | 2,31 | 4,62 | 6,94 |
| 35 Änderung Gesamtkosten (Zuteilung der EUA) | % | 0,07 | 0,34 | 1,82 | 3,57 | 5,26 |
| 36 Preiselastizität | | -1,88 | -1,88 | -1,88 | -1,88 | -1,88 |
| 37 Änderung Nachfrage, Preis 500 €/t (Kauf der EUA) | % | -1,50 | -1,91 | -3,50 | -7,00 | -10,50 |
| 38 Änderung Nachfrage, Preis 500 €/t (Zuteilung der EUA) | % | -0,11 | -0,52 | -2,75 | -5,41 | -7,97 |

1) d. v. K.: durchschnittliche variable Kosten

Quelle: Berechnungen des Fraunhofer ISI auf Basis von IEA (2005).

Kommt es zu einer Überwälzung der Opportunitätskosten des Emissionsausstoßes, erzielen die Papierproduzenten wiederum zusätzliche spezifische Gewinne in Höhe des durchschnittlichen Wertes der kostenlosen Zuteilung (Tabelle 13-9, Zeile 24). Allerdings stehen diesen *Windfall profits* erhebliche Nachfragerückgänge in Höhe von bis zu 10,5 % entgegen, die sich negativ auf die Gewinne auswirken.

Vergleicht man die Varianten 1b (keine Kostenüberwälzung durch die Stromanbieter) und 3-2b (Überwälzung der Opportunitätskosten durch die Stromanbieter), zeigt sich (gerade auch im Vergleich zur Zementindustrie) die erhebliche Bedeutung der Strompreise für die Papierindustrie. Die Überwälzung der Opportunitätskosten durch die Stromanbieter bewirkt bei einem EUA-Preis von 10 € eine Preissteigerung von bis zu 4,62 %, während die Überwälzung der Opportunitätskosten durch die Papiererzeuger nur zu einer Preissteigerung von 0,99 % führt. In diesem Fall werden also fast 80 % der Preisänderungen in der Papierindustrie durch die Strompreise verursacht.

c) *Auswirkungen von Auslastungsänderungen bei Überwälzung der Opportunitätskosten*

Bei einem Produktionsrückgang um 10 % gegenüber der Basisperiode können zwar überschüssige EUAs verkauft werden, dafür steigt aber die spezifische Fixkostenbelastung um etwa 34 € pro Tonne Papier. Da die Entlastung durch den Verkaufserlös der EUA zwischen 0,21 € und 0,62 € (je nach EUA-Preis) je Tonne Papier liegt, entspricht die Belastung mindestens dem 50fachen der Entlastung.

Eine Produktionsausweitung in Höhe von 10 % führt zu einer wesentlichen Entlastung, da die geringeren anteiligen Fixkosten etwa dem 50fachen des Kapitalbedarfs für die zusätzlich benötigten EUA entsprechen.

13.3.4 Glas- und Ziegelindustrie

Für die Glas- und Ziegelindustrie standen im Unterschied zur Zement- und Papierindustrie keine detaillierten Kostendaten der Produktion zur Verfügung. Daher wurden die folgenden Berechnungen auf der Basis vorhandener Daten des Statistischen Bundesamtes (2004a, b) zu Produktpreisen durchgeführt. Unter der Annahme, dass der Preis in etwa den Stückkosten der Produktion entspricht, erhält man eine Untergrenze für die relativen Kostenänderungen. Diese vereinfachten Rechnungen erlauben zwar Einblicke in die Wirkungen des EU Emissionshandels auf die Kostensituation in den Unternehmen der Glas- und Ziegelindustrie, eine nach variablen und fixen Kosten differenzierte Betrachtung wie in der Zement- und Papierindustrie war allerdings nicht möglich. Auch eine Analyse der Wirkungen von Auslastungsänderungen ließ sich mit den vorhandenen Daten nicht durchführen. Nachfolgend werden die Ergebnisse für die einzelnen Branchen der Glas- und Ziegelindustrie vorgestellt.

13.3.4.1 Behälterglas

Die Behälterglasproduktion steht vor allem im Wettbewerb zu anderen, substitutiven Verpackungsmaterialien aus Pappe, Aluminium oder Kunststoff.¹⁶⁷ Daher liegt die Vermutung nahe, dass die Produkte der Behälterglasindustrie relativ preiselastisch sind. Da keine konkreten Werte zur Preiselastizität vorlagen, wurde eine Elastizität von $-0,8$ angenommen. Der verwendete Preis in Höhe von 345 € pro Tonne produziertem Behälterglas (Statistisches Bundesamt 2004 a, BV Glas 2003) stellt die Obergrenze für die Stückkosten dar. Etwa 25 % der CO₂-Emission in der Behälterglasindustrie sind prozessbedingt und erhalten eine Zuteilung gemäß § 13 ZuG 2007 mit einem Erfüllungsfaktor von 1.

a) *Stromerzeuger überwälzt die Steigerung der Durchschnittskosten (Variante 2)*

Bei einem EUA-Preis von 10 € liegt die Kostensteigerung bei 0,25 % (Tabelle 13-10, Zeile 23). Da der Stromerzeuger annahmegemäß nur die höheren Durchschnittskosten überwälzt, ergeben sich moderate Kostensteigerungen bei der Behälterglasindustrie. Werden diese moderaten Steigerungen der durchschnittlichen variablen Kosten an die Kunden weitergegeben, kommt es unter den hier getroffenen Annahmen zu Nachfragerückgängen von knapp 0,20 % (Variante 2a, Zeile 26). Daher sind auch die Gesamtgewinneinbußen sehr moderat. Für den Fall, dass die Stromkosten konstant bleiben, fällt der Anstieg der Gesamtkosten mit 0,06 % noch geringer aus (Variante 1a, Zeile 23). Insgesamt sind etwa $\frac{3}{4}$ der Kostensteigerungen auf die Strompreisänderung zurückzuführen (Vergleich Variante 1a und 2a, Zeile 23).

Kommt es hingegen zur vollen Überwälzung der Opportunitätskosten, sind wiederum gegenläufige Effekte zu verzeichnen. Die Glaserzeuger erhalten eine zusätzliche Rente in Höhe des Wertes der kostenlosen Zuteilung (4,44 € pro Tonne, Zeile 15), müssen aber aufgrund des Nachfragerückgangs und der damit verbundenen Progression der Fixkosten auch nachteilige Auswirkungen auf die Gewinne hinnehmen. Der Nachfragerückgang beläuft sich wegen der angenommenen moderaten Preiselastizität auf nur 1,23 %. Es lässt sich allerdings nicht abzuschätzen, welcher der beiden gegenläufigen Effekte überwiegt, so dass die Auswirkungen auf den Gesamtgewinn unbestimmt bleiben.

¹⁶⁷ Hier zeigen sich beispielhaft die Grenzen einer partialanalytischen Betrachtung. Eigentlich müssten auch die Rückwirkungen der direkten oder indirekten (über erhöhte Strompreise) Effekte des EU Emissionshandels auf die Preise für Pappe, Aluminium oder Kunststoff berücksichtigt werden, da diese wiederum die Nachfrage nach Behälterglas erhöhen könnten. Allgemeine Gleichgewichtsmodelle sind dazu zwar prinzipiell in der Lage (vgl. Kapitel 13.4), weisen in der Regel aber einen zu hohen Aggregationsgrad für eine solche branchenspezifisch disaggregierte Analyse auf.

Tabelle 13-10: Auswirkungen des Emissionshandels auf die Produktionskosten und die Nachfrage für Behälterglas

| Varianten | | 1 | 2 | 3-1 | 3-2 | 3-3 |
|--|----------------------|--------|-----------------------|---------------------|--------|--------|
| 1 Strom: Überwälzung | | | d. v. K. ¹ | Opportunitätskosten | | |
| 2 EUA-Preis | €/t CO ₂ | 10 | 10 | 5 | 10 | 15 |
| 3 Strompreisänderung | % | 0,0 | 2,3 | 15,7 | 31,5 | 47,2 |
| 4 Produktpreis | €/t | 345 | 345 | 345 | 345 | 345 |
| 5 Auslastungsgrad | - | 0,85 | 0,85 | 0,85 | 0,85 | 0,85 |
| 6 Strompreis | €/t | 28 | 28 | 28 | 28 | 28 |
| 7 Emissionsfaktor energiebedingt | t CO ₂ /t | 0,28 | 0,28 | 0,28 | 0,28 | 0,28 |
| 8 Erfüllungsfaktor (energiebedingt) | - | 0,9709 | 0,9709 | 0,9709 | 0,9709 | 0,9709 |
| 9 anteiliger Kürzungsfaktor (energiebedingt) | - | 0,9538 | 0,9538 | 0,9538 | 0,9538 | 0,9538 |
| 10 Emissionen prozessbedingt | t CO ₂ /t | 0,185 | 0,185 | 0,185 | 0,185 | 0,185 |
| 11 Erfüllungsfaktor (prozessbedingt) | - | 1,0000 | 1,0000 | 1,0000 | 1,0000 | 1,0000 |
| 12 Emissionsfaktor (Produkt) | t CO ₂ /t | 0,465 | 0,465 | 0,465 | 0,465 | 0,465 |
| 13 Emissionszuteilung | t CO ₂ /t | 0,4443 | 0,4443 | 0,4443 | 0,4443 | 0,4443 |
| 14 EUA-Kosten Brennstoff | €/t | 4,65 | 4,65 | 2,33 | 4,65 | 6,98 |
| 15 Wert zugeteilter EUAs | €/t | 4,44 | 4,44 | 2,22 | 4,44 | 6,66 |
| 16 Änderung Brennstoffkosten | €/t | 0,21 | 0,21 | 0,10 | 0,21 | 0,31 |
| 17 Änderung Strompreis | €/t | 0,00 | 0,65 | 4,40 | 8,81 | 13,21 |
| 18 Gesamtkosten (ohne EUA) | €/t | 345,00 | 345,00 | 345,00 | 345,00 | 345,00 |
| 19 Gesamtkosten (Kauf der EUA) | €/t | 349,65 | 350,30 | 351,73 | 358,46 | 365,19 |
| 20 Gesamtkosten (Zuteilung der EUA) | €/t | 345,21 | 345,86 | 349,51 | 354,02 | 358,52 |
| 21 Erhöhung der Gesamtkosten (Zuteilung der EUA) | €/t | 0,21 | 0,86 | 4,51 | 9,02 | 13,52 |
| 22 Änderung Gesamtkosten (Kauf der EUA) | % | 1,35 | 1,54 | 1,95 | 3,90 | 5,85 |
| 23 Änderung Gesamtkosten (Zuteilung der EUA) | % | 0,06 | 0,25 | 1,31 | 2,61 | 3,92 |
| 24 Preiselastizität | | -0,8 | -0,8 | -0,8 | -0,8 | -0,8 |
| 25 Änderung Nachfrage (Kauf der EUA) | % | -1,08 | -1,23 | -1,56 | -3,12 | -4,68 |
| 26 Änderung Nachfrage (Zuteilung der EUA) | % | -0,05 | -0,20 | -1,05 | -2,09 | -3,14 |

1) d. v. K.: durchschnittliche variable Kosten

Quelle: Berechnungen des Fraunhofer ISI auf Basis von Statistisches Bundesamt (2004 a, b) sowie der Ikarus Datenbank

b) Stromerzeuger überwälzt die Opportunitätskosten (Varianten 3-1, 3-2, 3-3)

In diesem Fall sind Kostensteigerungen von 1,31 % bis 3,92 % zu verzeichnen (Zeile 23). Werden diese Kostensteigerungen an die Kunden weitergegeben, so werden die Gewinne wegen des Nachfragerückgangs von bis zu 3,14 % (Zeile 26) sinken.

Geben die Glashersteller hingegen die Opportunitätskosten des Emissionsausstoßes in voller Höhe weiter, so kommt es auch hier zu einem spezifischen Gewinnanstieg. Dieser wird jedoch in der Behälterglasindustrie durch den höheren Nachfragerückgang von maximal 4,68 % stärker gemindert als beispielsweise in der Zementindustrie.

13.3.4.2 Flachglas

Im Gegensatz zu Behälterglas steht Flachglas kaum im Wettbewerb zu anderen Materialien. Zwar liegen keine Im- und Exportquoten für Flachglasprodukte vor, es ist allerdings zu vermuten, dass die hohen Transportkosten (im Vergleich zur Wertschöpfung) einem großräumigen, internationalen Wettbewerb entgegenstehen. Aufgrund dieser eingeschränkten Wettbe-

werbsituation sowie fehlender Substitute wird die Flachglasproduktion als eher preisunelastisch eingeschätzt, und es wird eine Elastizität von -0,2 unterstellt. Bei der Zuteilung wurde berücksichtigt, dass etwa 40 % der CO₂-Emissionen prozessbedingt sind. Als Produktpreis wurden 355 €pro Tonne angesetzt (Statistisches Bundesamt 2004 a) (Tabelle 13-11).

Tabelle 13-11: Auswirkungen des Emissionshandels auf die Produktionskosten und die Nachfrage für Flachglas

| Varianten | | 1 | 2 | 3-1 | 3-2 | 3-3 |
|--|----------------------|--------|-----------------------|---------------------|--------|--------|
| 1 Strom: Überwälzung | | | d. v. K. ¹ | Opportunitätskosten | | |
| 2 EUA-Preis | €/t CO ₂ | 10 | 10 | 5 | 10 | 15 |
| 3 Strompreisänderung | % | 0,0 | 2,3 | 15,7 | 31,5 | 47,2 |
| 4 Produktpreis | €/t | 355 | 355 | 355 | 355 | 355 |
| 5 Auslastungsgrad | - | 0,85 | 0,85 | 0,85 | 0,85 | 0,85 |
| 6 Strompreis | €/t | 14 | 14 | 14 | 14 | 14 |
| 7 Emissionsfaktor energiebedingt | t CO ₂ /t | 0,51 | 0,51 | 0,51 | 0,51 | 0,51 |
| 8 Erfüllungsfaktor (energiebedingt) | - | 0,9709 | 0,9709 | 0,9709 | 0,9709 | 0,9709 |
| 9 anteiliger Kürzungsfaktor (energiebedingt) | - | 0,9538 | 0,9538 | 0,9538 | 0,9538 | 0,9538 |
| 10 Emissionen prozessbedingt | t CO ₂ /t | 0,185 | 0,185 | 0,185 | 0,185 | 0,185 |
| 11 Erfüllungsfaktor (prozessbedingt) | - | 1,0000 | 1,0000 | 1,0000 | 1,0000 | 1,0000 |
| 12 Emissionsfaktor (Produkt) | t CO ₂ /t | 0,695 | 0,695 | 0,695 | 0,695 | 0,695 |
| 13 Emissionszuteilung | t CO ₂ /t | 0,6573 | 0,6573 | 0,6573 | 0,6573 | 0,6573 |
| 14 EUA-Kosten Brennstoff | €/t | 6,95 | 6,95 | 3,48 | 6,95 | 10,43 |
| 15 Wert zugeteilter EUAs | €/t | 6,57 | 6,57 | 3,29 | 6,57 | 9,86 |
| 16 Änderung Brennstoffkosten | €/t | 0,38 | 0,38 | 0,19 | 0,38 | 0,57 |
| 17 Änderung Strompreis | €/t | 0,00 | 0,33 | 2,20 | 4,40 | 6,61 |
| 18 Gesamtkosten (ohne EUA) | €/t | 355,00 | 355,00 | 355,00 | 355,00 | 355,00 |
| 19 Gesamtkosten (Kauf der EUA) | €/t | 361,95 | 362,28 | 360,68 | 366,35 | 372,03 |
| 20 Gesamtkosten (Zuteilung der EUA) | €/t | 355,38 | 355,70 | 357,39 | 359,78 | 362,17 |
| 21 Erhöhung der Gesamtkosten (Zuteilung der EUA) | €/t | 0,38 | 0,70 | 2,39 | 4,78 | 7,17 |
| 22 Änderung Gesamtkosten (Kauf der EUA) | % | 1,96 | 2,05 | 1,60 | 3,20 | 4,80 |
| 23 Änderung Gesamtkosten (Zuteilung der EUA) | % | 0,11 | 0,20 | 0,67 | 1,35 | 2,02 |
| 24 Preiselastizität | | -0,2 | -0,2 | -0,2 | -0,2 | -0,2 |
| 25 Änderung Nachfrage (Kauf der EUA) | % | -0,39 | -0,41 | -0,32 | -0,64 | -0,96 |
| 26 Änderung Nachfrage (Zuteilung der EUA) | % | -0,02 | -0,04 | -0,13 | -0,27 | -0,40 |

1) d. v. K.: durchschnittliche variable Kosten

Quelle: Berechnungen des Fraunhofer ISI auf Basis von Statistisches Bundesamt (2004 a, b) sowie der I-karus Datenbank

a) Stromerzeuger überwälzt die Steigerung der Durchschnittskosten (Variante 2)

Bei einem EUA-Preis von 10 € liegt die Kostensteigerung bei nur 0,20 % (Tabelle 13-11, Variante 2, Zeile 23), wenn der Stromerzeuger nur die Durchschnittskostensteigerung weitergibt. In diesem Fall sind knapp 50 % der Kostensteigerungen auf die Strompreiserhöhung zurückzuführen (Vergleich Variante 1a und 2a, Zeile 23). Werden nur diese geringen Durchschnittskostensteigerungen überwälzt, ergeben sich wegen der geringen Preiselastizität minimale Nachfragerückgänge von knapp 0,04 % (Variante 2a, Zeile 26). Da die spezifischen Gewinne bei dieser Variante fast konstant bleiben, ändert sich auch der Gesamtgewinn kaum. Bleiben die Strompreise hingegen konstant, ist die Gesamtkostensteigerung mit 0,11 % wie auch die weiteren Effekte vernachlässigbar (Variante 1a, Zeile 23).

Kommt es allerdings zur vollen Weitergabe der Opportunitätskosten, steigen die spezifischen Gewinne pro Tonne an (6,57 € pro Tonne, Zeile 15). Die negativen Effekte auf den Gesamtgewinn bleiben allerdings wegen der niedrigen Preiselastizität gering, denn die Nachfrage sinkt um nur 0,41 %. Daher ist eher mit einer Erhöhung des Gesamtgewinns durch die Einführung des EU Emissionshandels zu rechnen.

b) Stromerzeuger überwälzt die Opportunitätskosten (Varianten 3-1, 3-2, 3-3)

In diesem Fall sind Kostensteigerungen in der Flachglasindustrie von 0,67 % bis 2,02 % zu verzeichnen (Zeile 23). Werden diese Kostensteigerungen an die Kunden weitergegeben, sind die negativen Wirkungen auf den Gewinn eher moderat, da auch der Nachfragerückgang (max. 0,40 %, Zeile 26) wegen der geringen Preiselastizität gering ist.

Geben die Glashersteller hingegen ihre Opportunitätskosten weiter, so kommt es auch hier zu einem spezifischen Gewinnanstieg (etwa 3,29 € bis 9,86 € pro Tonne). Der Umsatzrückgang ist wiederum mit höchstens 0,96 % moderat, so dass auch hier ein Anstieg des Gesamtgewinns wahrscheinlich ist.

13.3.4.3 Mauerziegel

Mauerziegel sind wie Zement eher ein Massenprodukt mit vergleichsweise hohen Transportkosten. Daher ist zu vermuten, dass es keinen großräumigen internationalen Wettbewerb gibt. Zwar gibt es in Teilbereichen mögliche Substitute (Beton, Glas), doch in den meisten Anwendungsbereichen sind Mauerziegel kaum ersetzbar. Daher wird auch für diese Branche nur eine eher geringe Preiselastizität von $-0,5$ angesetzt. Für Mauerziegel wird ein Preis von 95 € pro Tonnen als Kostenobergrenze angenommen (Statistisches Bundesamt 2004a). Tabelle 13-12 gibt die Kostensituation wider.

Tabelle 13-12: Auswirkungen des Emissionshandels auf die Produktionskosten und die Nachfrage für Mauerziegel

| Varianten | | 1 | 2 | 3-1 | 3-2 | 3-3 |
|--|----------------------|--------|-----------------------|---------------------|--------|--------|
| 1 Strom: Überwälzung | | | d. v. K. ¹ | Opportunitätskosten | | |
| 2 EUA-Preis | €/t CO ₂ | 10 | 10 | 5 | 10 | 15 |
| 3 Strompreisänderung | % | 0,0 | 2,3 | 15,7 | 31,5 | 47,2 |
| 4 Produktpreis | €/t | 95 | 95 | 95 | 95 | 95 |
| 5 Auslastungsgrad | - | 0,85 | 0,85 | 0,85 | 0,85 | 0,85 |
| 6 Strompreis | €/t | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 |
| 7 Emissionsfaktor energiebedingt | t CO ₂ /t | 0,092 | 0,092 | 0,092 | 0,092 | 0,092 |
| 8 Erfüllungsfaktor (energiebedingt) | - | 0,9709 | 0,9709 | 0,9709 | 0,9709 | 0,9709 |
| 9 anteiliger Kürzungsfaktor (energiebedingt) | - | 0,9538 | 0,9538 | 0,9538 | 0,9538 | 0,9538 |
| 10 Emissionen prozessbedingt | t CO ₂ /t | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 11 Erfüllungsfaktor (prozessbedingt) | - | 1,0000 | 1,0000 | 1,0000 | 1,0000 | 1,0000 |
| 12 Emissionsfaktor (Produkt) | t CO ₂ /t | 0,092 | 0,092 | 0,092 | 0,092 | 0,092 |
| 13 Emissionszuteilung | t CO ₂ /t | 0,0852 | 0,0852 | 0,0852 | 0,0852 | 0,0852 |
| 14 EUA-Kosten Brennstoff | €/t | 0,92 | 0,92 | 0,46 | 0,92 | 1,38 |
| 15 Wert zugeteilter EUAs | €/t | 0,85 | 0,85 | 0,43 | 0,85 | 1,28 |
| 16 Änderung Brennstoffkosten | €/t | 0,07 | 0,07 | 0,03 | 0,07 | 0,10 |
| 17 Änderung Strompreis | €/t | 0,00 | 0,12 | 0,79 | 1,57 | 2,36 |
| 18 Gesamtkosten (ohne EUA) | €/t | 95,00 | 95,00 | 95,00 | 95,00 | 95,00 |
| 19 Gesamtkosten (Kauf der EUA) | €/t | 95,92 | 96,04 | 96,25 | 97,49 | 98,74 |
| 20 Gesamtkosten (Zuteilung der EUA) | €/t | 95,07 | 95,18 | 95,82 | 96,64 | 97,46 |
| 21 Erhöhung der Gesamtkosten (Zuteilung der EUA) | €/t | 0,07 | 0,18 | 0,82 | 1,64 | 2,46 |
| 22 Änderung Gesamtkosten (Kauf der EUA) | % | 0,97 | 1,09 | 1,31 | 2,62 | 3,94 |
| 23 Änderung Gesamtkosten (Zuteilung der EUA) | % | 0,07 | 0,19 | 0,86 | 1,73 | 2,59 |
| 24 Preiselastizität | | -0,5 | -0,5 | -0,5 | -0,5 | -0,5 |
| 25 Änderung Nachfrage (Kauf der EUA) | % | -0,48 | -0,55 | -0,66 | -1,31 | -1,97 |
| 26 Änderung Nachfrage (Zuteilung der EUA) | % | -0,04 | -0,10 | -0,43 | -0,86 | -1,30 |

1) d. v. K.: durchschnittliche variable Kosten

Quelle: Berechnungen des Fraunhofer ISI auf Basis von Statistisches Bundesamt (2004a, b) sowie der Ikarus Datenbank

a) Stromerzeuger überwälzt die Steigerung der Durchschnittskosten (Variante 2)

Auch bei der Mauerziegelproduktion sind die Kostensteigerungen bei einem EUA-Preis von 10 € mit 0,19 % (Tabelle 13-12, Zeile 23) gering, wenn von der Stromseite die Steigerungen der Durchschnittskosten weitergegeben werden. Diese machen etwa 60 % der emissionshandelsbedingten Kostensteigerungen für Mauerziegel insgesamt aus (Vergleich Variante 1a und 2a, Zeile 23). Werden diese geringen Durchschnittskostensteigerungen an die Kunden weitergegeben, geht die Nachfrage wegen der geringen Preiselastizität nur geringfügig um etwa 0,10 % zurück (Variante 2a, Zeile 26), so dass sich der Gesamtgewinn nur unwesentlich ändert.

Werden von Seiten der Mauerziegelhersteller hingegen die Opportunitätskosten überwälzt, erhöhen sich die spezifischen Gewinne pro Tonne um 0,85 € (siehe Zeile 15). Die Nachfrage geht aufgrund der als mäßig angenommenen Elastizität um 0,55 % zurück. Eine Aussage zur Entwicklung des Gesamtgewinns ist aber nicht möglich, da die Höhe der beiden gegenläufigen Effekte unbekannt ist.

b) Stromerzeuger wälzt die Opportunitätskosten über (Varianten 3-1, 3-2, 3-3)

In diesem Fall sind je nach angenommenem Preis für EUA Kostensteigerungen von 0,86 € bis 2,59 % (Tabelle 13-12, Zeile 23) zu verzeichnen. Werden diese an die Kunden weitergegeben, geht die Nachfrage um bis zu 1,3 % zurück und der Gewinn sinkt entsprechend (Zeile 26).

Kommt es hingegen zur vollständigen Überwälzung der Opportunitätskosten, steigt der spezifische Gewinn um etwa 0,43 € bis 1,28 € pro Tonne, aber der Umsatz sinkt um bis zu 1,97 %, und eine eindeutige Aussage über die Gewinnentwicklung ist nicht möglich.

Insgesamt ist aber auch für Mauerziegel festzustellen, dass der Einfluss des Emissionshandels für die meisten betrachteten Fälle eher moderat ist.

13.3.4.4 Dachziegel

Auch Dachziegel sind eher Massenprodukte, für die wegen des hohen Transportkostenanteils kein großräumiger internationaler Wettbewerb zu vermuten ist. Auch Substitute existieren eher nur in Nischenmärkten. Daher wird auch für Dachziegel nur eine eher geringe Preiselastizität von $-0,5$ unterstellt. Als Kostenobergrenze wird ein Preis von 250 € pro Tonnen angenommen (Statistisches Bundesamt 2004a).

a) *Stromerzeuger überwälzt die Steigerung der Durchschnittskosten (Variante 2)*

Bei der Dachziegelproduktion sind die Kostensteigerungen bei einem EUA-Preis von 10 € mit 0,09 % (Tabelle 13-13, Zeile 23) minimal, weil der Stromerzeuger annahmegemäß ebenfalls nur den Anstieg der Durchschnittskosten überwälzt. In diesem Fall sind etwa 40 % der Kostensteigerungen auf den Strompreisanstieg zurückzuführen (Vergleich Variante 1a und 2a, Zeile 23). Werden diese geringen Durchschnittskostensteigerungen weitergegeben, ergeben sich wegen der mäßig hohen Preiselastizität Nachfragerückgänge von nur 0,04 % (Variante 2a, Zeile 26), so dass auch die Gewinne kaum beeinflusst werden.

Kommt es hingegen zur vollen Überwälzung der Opportunitätskosten, so steigen die spezifischen Gewinne pro Tonne an (3,18 € pro Tonne, siehe Zeile 15). Die Nachfrage geht aber nur um 0,68 % zurück, so dass eher mit einem Anstieg der Gewinne zu rechnen ist.

Tabelle 13-13: Auswirkungen des Emissionshandels auf die Produktionskosten und die Nachfrage für Dachziegel

| | | | | | | | |
|----|---|----------------------|--------|-----------------------|---------------------|--------|--------|
| 3 | Strompreisänderung | % | 0,0 | 2,3 | 15,7 | 31,5 | 47,2 |
| | Varianten | | 1 | 2 | 3-1 | 3-2 | 3-3 |
| 1 | Strom: Überwälzung | | | d. v. K. ¹ | Opportunitätskosten | | |
| 2 | EUA-Preis | €/t CO ₂ | 10 | 10 | 5 | 10 | 15 |
| 3 | Strompreisänderung | % | 0,0 | 2,3 | 15,7 | 31,5 | 47,2 |
| 4 | Produktpreis | €/t | 250 | 250 | 250 | 250 | 250 |
| 5 | Auslastungsgrad | - | 0,85 | 0,85 | 0,85 | 0,85 | 0,85 |
| 6 | Strompreis | €/t | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 |
| 7 | Emissionsfaktor energiebedingt | t CO ₂ /t | 0,144 | 0,144 | 0,144 | 0,144 | 0,144 |
| 8 | Erfüllungsfaktor (energiebedingt) | - | 0,9709 | 0,9709 | 0,9709 | 0,9709 | 0,9709 |
| 9 | anteiliger Kürzungsfaktor (energiebedingt) | - | 0,9538 | 0,9538 | 0,9538 | 0,9538 | 0,9538 |
| 10 | Emissionen prozessbedingt | t CO ₂ /t | 0,185 | 0,185 | 0,185 | 0,185 | 0,185 |
| 11 | Erfüllungsfaktor (prozessbedingt) | - | 1,0000 | 1,0000 | 1,0000 | 1,0000 | 1,0000 |
| 12 | Emissionsfaktor (Produkt) | t CO ₂ /t | 0,329 | 0,329 | 0,329 | 0,329 | 0,329 |
| 13 | Emissionszuteilung | t CO ₂ /t | 0,3184 | 0,3184 | 0,3184 | 0,3184 | 0,3184 |
| 14 | EUA-Kosten Brennstoff | €/t | 3,29 | 3,29 | 1,65 | 3,29 | 4,94 |
| 15 | Wert zugeteilter EUAs | €/t | 3,18 | 3,18 | 1,59 | 3,18 | 4,78 |
| 16 | Änderung Brennstoffkosten | €/t | 0,11 | 0,11 | 0,05 | 0,11 | 0,16 |
| 17 | Änderung Strompreis | €/t | 0,00 | 0,12 | 0,79 | 1,57 | 2,36 |
| 18 | Gesamtkosten (ohne EUA) | €/t | 250,00 | 250,00 | 250,00 | 250,00 | 250,00 |
| 19 | Gesamtkosten (Kauf der EUA) | €/t | 253,29 | 253,41 | 252,43 | 254,86 | 257,29 |
| 20 | Gesamtkosten (Zuteilung der EUA) | €/t | 250,11 | 250,22 | 250,84 | 251,68 | 252,52 |
| 21 | Erhöhung der Gesamtkosten (Zuteilung der EUA) | €/t | 0,11 | 0,22 | 0,84 | 1,68 | 2,52 |
| 22 | Änderung Gesamtkosten (Kauf der EUA) | % | 1,32 | 1,36 | 0,97 | 1,95 | 2,92 |
| 23 | Änderung Gesamtkosten (Zuteilung der EUA) | % | 0,04 | 0,09 | 0,34 | 0,67 | 1,01 |
| 24 | Preiselastizität | | -0,5 | -0,5 | -0,5 | -0,5 | -0,5 |
| 25 | Änderung Nachfrage (Kauf der EUA) | % | -0,66 | -0,68 | -0,49 | -0,97 | -1,46 |
| 26 | Änderung Nachfrage (Zuteilung der EUA) | % | -0,02 | -0,04 | -0,17 | -0,34 | -0,50 |

1) d. v. K.: durchschnittliche variable Kosten

Quelle: Berechnungen des Fraunhofer ISI auf Basis von Statistisches Bundesamt (2004 a, b) sowie der I-karus Datenbank

b) Stromerzeuger wälzt die Opportunitätskosten über (Varianten 3-1, 3-2, 3-3)

In diesem Fall errechnen sich Kostensteigerungen von 0,34 % bis 1,01 % (Tabelle 13-13, Zeile 23). Werden diese an die Kunden weitergegeben, so kommt es zu einem geringen Nachfragerückgang von max. 0,50 % (Zeile 26), so dass auch die Gewinne kaum beeinträchtigt werden.

Geben die Glaserhersteller hingegen die Opportunitätskosten des Emissionsausstoßes in vollem Umfang weiter, so kommt es auch hier zu einem spezifischen Gewinnanstieg (etwa 1,59 € bis 4,78 € pro Tonne, Zeile 15). Der eher moderate Umsatzrückgang von maximal 1,46 % lässt vermuten, dass sich die Gewinne insgesamt erhöhen werden.

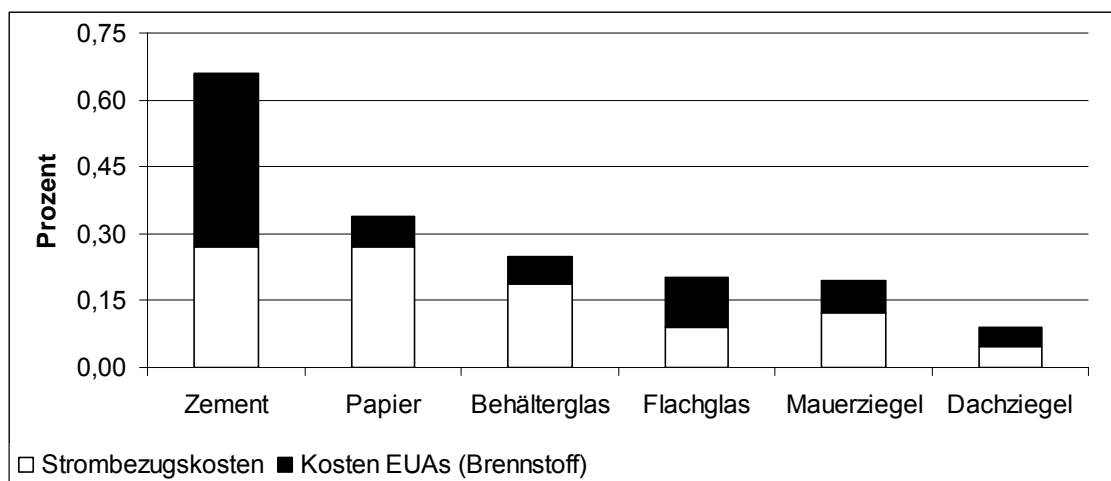
Insgesamt ist aber festzuhalten, dass bei der Dachziegelproduktion der Einfluss des Emissionshandels eher gering sein dürfte.

13.3.5 Vergleich der Branchen

Zunächst werden die Ergebnisse für die einzelnen Branchen im Hinblick auf die Preis- bzw. Kostenwirkungen des Emissionshandels verglichen. Anschließend werden für die Zement- und Papierindustrie die Auswirkungen auf die Gewinne vorgestellt.

Um die unterschiedlichen *Kosten- bzw. Preiswirkungen des Emissionshandels* auf die betrachteten Industriebranchen aufzuzeigen, wurden aus Gründen der Vergleichbarkeit die Kosteneffekte für die Zement- und Papierproduktion analog zur Methodik für die Glas- und Ziegelindustrie zunächst noch einmal auf Basis von Produktpreisen berechnet.¹⁶⁸ Den Vergleichsrechnungen liegt ein EUA-Preis von 10 €/pro Tonne zugrunde. Abbildung 13-9 zeigt die Ergebnisse für den Fall, dass die Stromindustrie und die Industriebranchen ihre durchschnittlichen Kostensteigerungen überwälzen (Variante 2a). Die weißen Balken repräsentieren die indirekten Effekte aus der Strompreiserhöhung (Strombezugskosten), während die schwarzen Balken die durchschnittlichen variablen Kosten für die Preiseffekte der direkten Emissionen (Brennstoff) bei kostenloser Zuteilung der EUA widerspiegeln. Insgesamt fällt auf, dass hierbei die Preissteigerungen für die Endprodukte (Zement, Papier, etc.) unter den getroffenen Annahmen eher moderat ausfallen. Lediglich für die Zementbranche ergibt sich ein vergleichsweise signifikanter Preisanstieg von rund 0,5 %. Sektorale Unterschiede sind auch im Hinblick auf die Belastung durch die höheren Strompreise zu beobachten. Am stärksten betroffen ist hiervon die Papierindustrie, für die rund 80 % der Preisänderungen durch die Strompreissteigerungen induziert werden.

Abbildung 13-9: *Preiswirkungen des Emissionshandels bei Überwälzung durchschnittlicher Kosten durch den Stromsektor und durch die Industriebranchen*

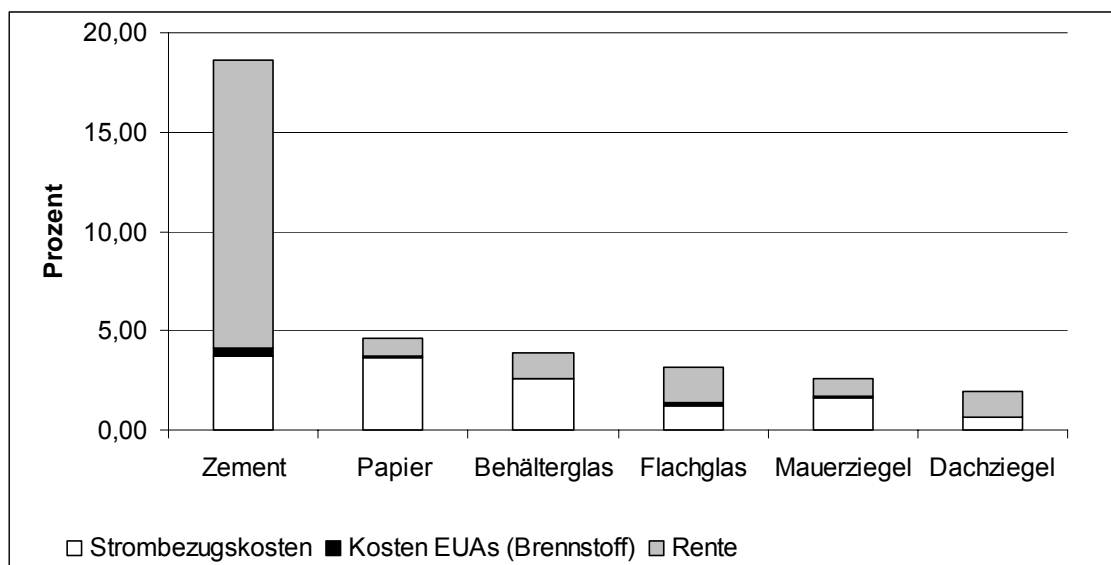


Quelle: Berechnungen des Fraunhofer ISI

¹⁶⁸ Die Angaben in den folgenden Abbildungen unterscheiden sich daher auch von den Berechnungen von Tabelle 13-8 bis Tabelle 13-13.

Ein anderes Bild ergibt sich, wenn die Stromerzeuger und die Industriebranchen die Opportunitätskosten überwälzen (vgl. Abbildung 13-10). Der stärkste Anstieg ist mit über 18 % in der Zementbranche festzustellen, während sich der Preisanstieg in den übrigen Branchen zwischen ca. 2 % und knapp 5 % bewegt. In den Branchen Zement, Papier und Behälterglas werden etwa 3 % Preissteigerung allein durch den teureren Strombezug verursacht, der anteilmäßig vor allem bei der Papierherstellung zu Buche schlägt (Abbildung 13-10, weiße Balken). Die tatsächlich gestiegenen Kosten für den Zukauf von EUA spielen bei dieser Betrachtung anteilmäßig kaum eine Rolle (Abbildung 13-10, schwarze Balken). Stattdessen fallen unter den getroffenen Annahmen vor allem in der Zementindustrie wegen der kostenlosen Zuteilung die Renten (*windfall profits*) ins Gewicht (Abbildung 13-10, graue Balken). Diese sind bei der Zementindustrie mit ca. 15 % wesentlich höher als in den anderen Sektoren, da Zement besonders CO₂-intensiv (energiebedingte plus prozessbedingte Emissionen) hergestellt wird. Die Papierindustrie profitiert am wenigsten von den zusätzlichen Renten, da der Großteil des Energiebedarfs durch Strom gedeckt wird.¹⁶⁹

Abbildung 13-10: Preiswirkungen des Emissionshandels bei Überwälzung der Opportunitätskosten durch den Stromsektor und durch die Industriebranchen



Quelle: Berechnungen des Fraunhofer ISI

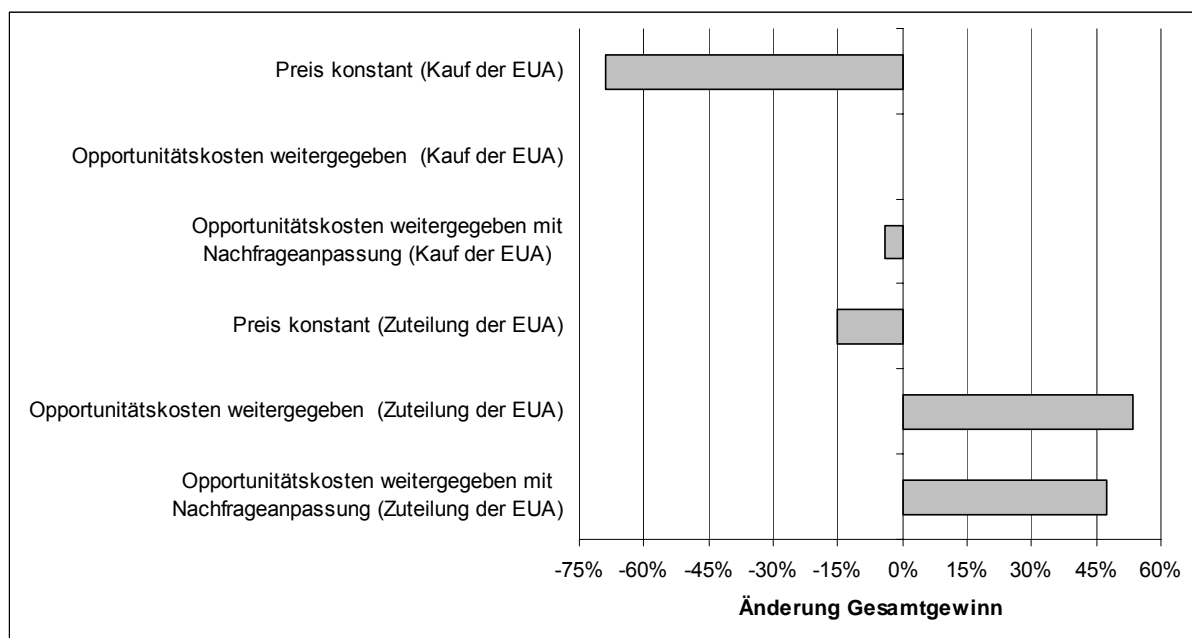
Auswirkungen auf die Gewinne konnten aufgrund der Datenlage nur für die Zement- und für die Papierindustrie verglichen werden. Dabei wurde angenommen, dass sowohl Stromerzeuger als auch die Zement- und Papierindustrie die Opportunitätskosten in voller Höhe weitergeben. Abbildung 13-11 gibt die relativen Veränderungen der Gewinne im Vergleich zur Si-

¹⁶⁹ Unternehmen der Papierbranche mit hoher Eigenstromerzeugung (über KWK-Anlagen) würden allerdings dadurch stark profitieren, dass sie nicht die vollen Preissteigerungen im Strombezug zu tragen hätten. Die quantitative Bedeutung dieses Vorteils lässt sich näherungsweise aus der Differenz der weißen Balken in Abbildung 13-10 und Abbildung 13-9 abschätzen.

tuation ohne Emissionshandel für den mittleren EUA-Preis von 10 €pro Tonne wider. Hierzu wurde ein Zementpreis von 70 €pro Tonne angenommen.

Der erste Querbalken in Abbildung 13-11 stellt für die Zementbranche dar, wie sich der Gesamtgewinn verändert, wenn sämtliche EUA auf dem Markt oder über eine Auktion erworben werden müssen, und wenn die Zementpreise (z. B. aufgrund der Wettbewerbssituation) konstant bleiben. In diesem Fall gehen die Gewinne in der Zementbranche um ca. 70 % zurück. Der zweite Balken spiegelt die Gewinnänderungen unter der Annahme wider, dass die gesamten Kosten weitergegeben werden (bei allerdings konstanter Nachfrage). Die Gewinnsituation verändert sich gegenüber der Ausgangssituation nicht. Der dritte Balken zeigt die gleiche Situation unter Berücksichtigung der Nachfrageänderung. In der Berechnung werden die Kosten an die Kunden weitergegeben, so dass die spezifischen Gewinne konstant bleiben. Hierdurch sinkt die Nachfrage und der Gesamtgewinn geht um etwa 5 % zurück. Die Balken vier bis sechs zeigen die entsprechenden Entwicklungen bei einer kostenlosen Vergabe der Rechte auf. Wenn die Stromerzeuger die Opportunitätskosten vollständig überwälzen, die Produktpreise aber konstant bleiben, kommt es zu Gewinneinbußen von etwa 15 %. Werden in der Zementindustrie die Opportunitätskosten vollständig überwälzt, ist anhand des fünften Balkens zu erkennen, dass sich der Gewinn dank der hohen *Windfall profits* um ca. 55 % erhöht – jedoch nur unter der Annahme, dass die Nachfrage unverändert bleibt. Diese Gewinne reduzieren sich durch den Rückgang der Nachfrage als Reaktion auf die gestiegenen Zementpreise (siehe sechster Balken) auf knapp 50 %.

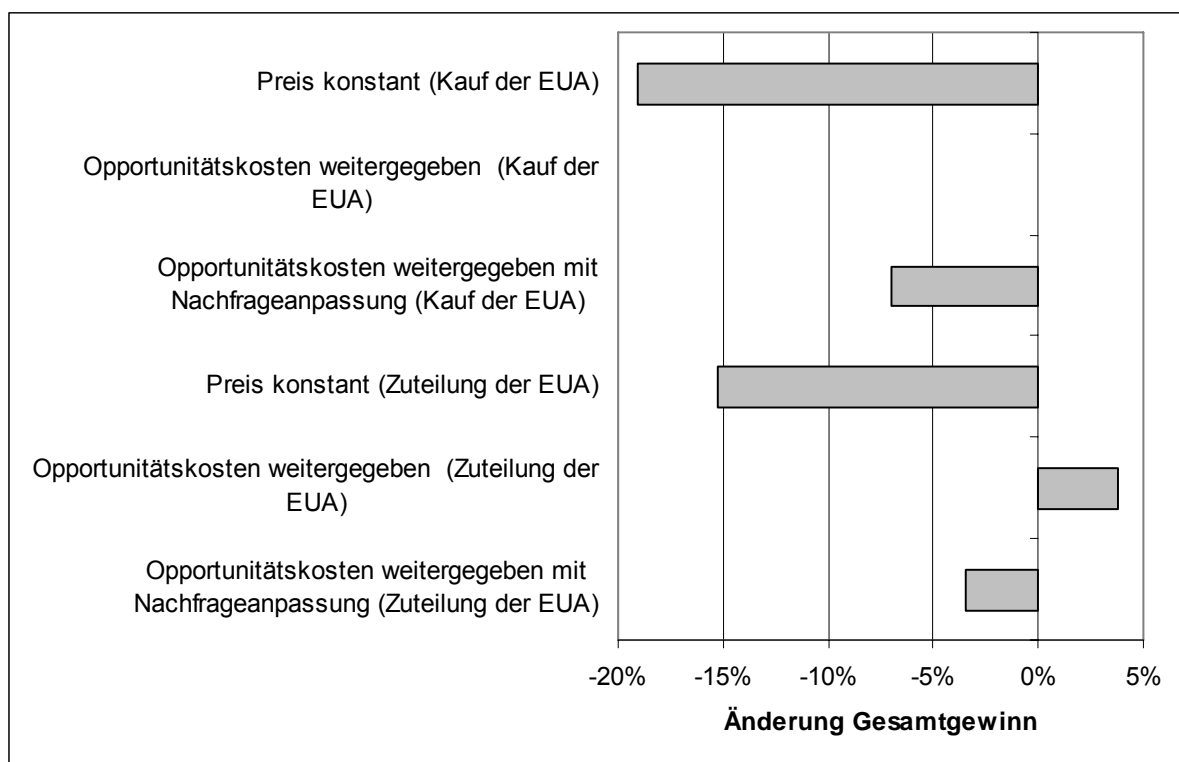
Abbildung 13-11: Gewinnsituation in der Zementindustrie im Vergleich



Quelle: Berechnungen des Fraunhofer ISI

Unter den getroffenen Annahmen ergibt sich für die Papierindustrie ein etwas anderes Bild. In Abbildung 13-12 ist zu erkennen, dass die quantitativen Wirkungen insgesamt kleiner sind als für die Zementindustrie. Dabei zeigt sich wiederum die hohe Abhängigkeit der Gewinnentwicklung in der Papierindustrie von Änderungen in den Strombezugskosten: der vierte Balken in Abbildung 13-12 ist nur wenig kürzer als der erste. Das heißt, die kostenlose Zuteilung hat kaum Auswirkungen auf die Gewinnsituation, weil die Strompreisänderungen den entscheidenden Faktor darstellen. Aufgrund der hohen Preiselastizität kommt es zu einem substantiellen Nachfragerückgang, wenn laut Berechnung die gesamten Kostensteigerungen weitergegeben werden. Daher geht der Gesamtgewinn um 7 oder knapp 4 Prozent zurück (siehe Balken drei und sechs in Abbildung 13-12)

Abbildung 13-12: Gewinnsituation in der Papierindustrie im Vergleich



Quelle: Berechnungen des Fraunhofer ISI

13.3.6 Fazit

Die vorangegangenen partialanalytischen Untersuchungen haben unter den eingangs angeführten Annahmen modellhaft gezeigt, inwiefern die Auswirkungen des Emissionshandels auf die betrachteten Industriebranchen vom Zusammenwirken unterschiedlicher Faktoren abhängen. Dazu zählen insbesondere:

- ob von Seiten der Stromerzeuger die Opportunitätskosten oder nur die tatsächlichen Mehrbelastungen überwältigt werden;

- ob von Seiten der Industriebranchen die Opportunitätskosten oder nur die tatsächliche Mehrbelastungen in Form der zusätzlichen durchschnittlichen variablen Kosten weitergeleitet werden;
- die Stromintensität der Industriebranche;
- die Preiselastizität der Nachfrage;
- die Kostenstruktur (Verhältnis von fixen zu variablen Kosten);
- die Kohlenstoffintensität der Produktion (energie- und prozessbedingte Emissionen).

Aus den durchgeführten Variantenrechnungen für die Industriebranchen Zement, Papier, Behälterglas, Flachglas, Dachziegel und Mauerziegel lassen sich u. a. folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- Werden von Seiten der Industriebranchen und der Stromerzeuger nur die durchschnittlichen Variablen Kosten überwältzt, ändern sich im Vergleich zu einer Situation ohne Emissionshandel die Kosten bzw. Produktpreise nur marginal (bei einem EUA-Preis von 10 €/t); nur für die Zementindustrie ergab sich ein vergleichsweise signifikanter Anstieg von 0,66 % (für Gesamtkosten); für wesentlich höhere EUA-Preise bzw. einer geringeren Gratiszuteilung werden die Preise/Kosten stärker steigen.
- Kommt es von Seiten der Industriebranchen und der Stromerzeuger zur vollen Überwälzung der Opportunitätskosten, liegen die Preis- bzw. Kostensteigerungen in der Flachglas- und den Ziegelbranchen selbst bei EUA-Preisen von 15 €/t unter 4 %. Wesentlich höhere Steigerungen sind in der Papierindustrie sowie der Behälterglasbranche und besonders in der Zementbranche festzustellen; vor allem in der Zementindustrie kommt es infolge des Emissionshandels zu einem deutlichen Anstieg der Grenzkosten von über 80% (bei einem EUA-Preis von 15 €/t); der berechnete maximale Anstieg der Grenzkosten in der Papierindustrie liegt bei rund 30 % berechnet.
- Die indirekten Kostenwirkungen durch die Strompreiserhöhungen sind zu beachten; in der stromintensiven Papierindustrie liegt deren Anteil an der gesamten Kostensteigerung bei rund 80 %; in den Glas- und Ziegelbranchen in der Regel zwischen 50 % und 70 % und in der Zementindustrie je nach Variante zwischen 30 % und 40 %.
- Der Rückgang der Nachfrage, der gleichzeitig ein Indikator für Marktaustrittsentwicklungen ist, hängt vom Preisanstieg und der Preiselastizität der Nachfrage ab. Unter der Annahme, dass Strom- und Industriebranchen die Opportunitätskosten voll weitergeben, sank die Nachfrage bei einem EUA-Preis von 10 €/t zwischen knapp 19 % in der Zementindustrie (hoher Preisanstieg) und knapp 0,7 % in der Dachziegelbranche (geringer Preisanstieg und niedrige Nachfrageelastizität).
- Die möglichen *Windfall profits* sind infolge der Zuteilungsregelungen (Kostenlos, besondere Zuteilungsregeln für prozessbedingte Emissionen) aufgrund der hohen CO₂-Intensität in der Zementindustrie und mit einigem Abstand in der Behälterglasindustrie – beide verursachen sowohl energie- als auch prozessbedingte Emissionen – vergleichsweise am größten und in eher stromintensiven Branchen (Papier) relativ gering.

- Die Auswirkungen auf die Gewinne hängen vor allem in Branchen mit hohen Fixkosten (Papier) vom Nachfragerückgang und der damit verbundenen Fixkostenprogression ab, die selbst mögliche *Windfall profits* überkompensieren und letztendlich zu deutlichen Gewinneinbußen führen können.
- Inwiefern bei einem Auslastungsrückgang gegenüber der Basisperiode der Verkauf überschüssiger Emissionsrechte Verluste aus den Absatzeinbußen kompensieren kann, hängt neben der Höhe der Preise für EUA vor allem von der Höhe der Fixkosten ab, die infolge der geringeren Auslastung auf eine geringere Produktionsmenge verteilt werden müssen. Die hier durchgeführten Rechnungen für die Zement- und besonders für die Papierbranche lassen darauf schließen, dass eine solche Kompensation bei weitem nicht erfolgt. Eine Erhöhung der Auslastung führt unter den hier getroffenen Annahmen aufgrund des Fixkosteneffekts auch dann zu höheren Gewinnen, wenn sich die Kosten für den notwendig gewordenen Zukauf der EUA nicht überwälzen lassen.

Die durchgeführten Analysen weisen auf wichtige Zusammenhänge hin, die auch auf andere, hier nicht betrachtete Industriebranchen übertragbar sind. Dabei ist insbesondere auf die Bedeutung der Stromkosten in der Aluminiumindustrie, der chemischen Industrie oder bei der Elektrostahlerzeugung hinzuweisen, für die in der Regel ein noch stärkerer Einfluss der überwälzten Mehrkosten der Stromerzeugung als in der Papierindustrie zu erwarten ist. Gleichzeitig ist in Anbetracht der Heterogenität der Industriebranchen vor einer Verallgemeinerung der Ergebnisse zu warnen. Die Schlussfolgerungen für die Wirkung der zusätzlichen Stromkosten in der Papierindustrie treffen beispielsweise nicht auf Papierhersteller zu, die einen großen Teil des genutzten Stroms selbst erzeugen. Darüber hinaus sind die dargestellten Wirkungen der Fixkostenprogression und –degression zu relativieren, wenn es sich um bereits abgeschriebene Anlagen handelt. Abweichungen von den hier dargestellten Ergebnissen können sich auch dadurch ergeben, dass andere als die hier unterstellten Zuteilungsregeln relevant sind. Nicht berücksichtigt wurden zum Beispiel die Möglichkeiten, die Optionsregelung nach § 7 (12) ZuG 2007, oder eine Härtefallregelung oder Sonderregelungen für *Early action* in Anspruch zu nehmen. Darüber hinaus ist die Annahme, dass es sich bei der Marktform für die betrachteten Güter um vollkommene Konkurrenz handelt, zumindest für einige Industriebranchen nicht zutreffend. Dadurch wird in Kauf genommen, dass z. B. die Auswirkungen der Kostenüberwälzung im Hinblick auf Outputpreis bzw. Mengen im Vergleich zum Oligopol oder gar Monopol überschätzt werden (vgl. Kapitel 13.2. und Oxera 2004).

13.3.7 Literatur

- BV Glas (Bundesverband Glasindustrie) 2003: Jahresbericht 2003.
- Dresdner Kleinwort Wasserstein 2004: Emission Trading Carbon Derby: Cement Falls at the First Hurdle, February 3rd.
- Funding La Cour L. und Mollgaard, H. P. 2002: Market Domination: Tests Applied to the Danish Cement Industry. *European Journal of Law and Economics*, Vol. 14. S. 99 –127, 2002.
- Hillebrand 2005: Hillebrand, B. et al.: Beschäftigungsbilanz des weiteren Ausbaus erneuerbare Energien. *Zeitschrift für Energiewirtschaft (ZfE)*. Bd. 29 1/2005.
- IEA (Internationale Energie Agentur) 2005: Industrial Competitiveness under the European Union Emissions Trading Scheme. UIEA Information Paper. Paris 2005.
- IKARUS Datenbank CD-ROM, Fachinformationszentrum Karlsruhe 2003.
- Oxera 2004: CO2 emissions trading: How will it affect UK industry? Oxera Consulting Ltd, Oxford, United Kingdom, 2004.
- Statistisches Bundesamt 2004a: Fachserie 4, Reihe 3.1, Produktion im Produzierenden Gewerbe 2003, Wiesbaden, Juni 2004.
- Statistisches Bundesamt 2004b: Statistisches Jahrbuch 2004, S. 524 f.

13.4 Gesamtwirtschaftliche Wirkungen (DIW Berlin)

13.4.1 Einleitung

Die potenziellen Auswirkungen eines Emissionshandels auf die teilnehmenden Volkswirtschaften wurden im Vorfeld seiner Einführung kontrovers diskutiert. In diversen Studien wurde der Versuch unternommen, diese auch quantitativ abzuschätzen. Allerdings liegen erst wenige Untersuchungen vor, welche die konkrete Ausgestaltung des europäischen Emissionshandelssystems (EU-ETS) sowie die zugeteilten Mengen an Emissionsrechten berücksichtigen. Dieses Kapitel gibt einen Überblick über quantitative Studien zu den gesamtwirtschaftlichen Effekten eines CO₂-Handels. Hierbei wird neben Studien zum EU-ETS auch Literatur zu ähnlichen Systemen eines Emissionshandels berücksichtigt, sofern sie Hinweise auf die qualitativen Effekte geben oder aus methodischer Sicht von Interesse sind.

Im Folgenden werden zunächst einige grundlegende ökonomische Wirkungszusammenhänge sowie die Methodik quantitativer gesamtwirtschaftlicher Analysen skizziert, die für das Verständnis gesamtwirtschaftlicher Studien notwendig sind. Daran anschließend folgt ein knapper Überblick über quantitative Studien zum CO₂-Emissionshandel. Diese sind in drei Gruppen zusammengefasst, deren Schwerpunkt auf unterschiedlichen Fragestellungen liegt.

13.4.2 Methoden der Analyse der gesamtwirtschaftlichen Effekte

13.4.2.1 Charakterisierung gesamtwirtschaftlicher Analysen

In den vorangegangenen Abschnitten wurden bereits die Auswirkungen auf die Strompreise und einige besonders intensiv betroffene Sektoren untersucht. Bei diesen *einzelwirtschaftlichen* Betrachtungen wurde davon ausgegangen, dass die Energienutzer die wirtschaftlichen Rahmenbedingungen wie Löhne, Zinssätze, Wechselkurse oder das Nachfrageverhalten auf ihren Absatzmärkten als gegeben annehmen und ihr Verhalten innerhalb dieser Rahmenbedingungen optimieren. In einer *gesamtwirtschaftlichen* Betrachtungsweise wird das Zusammenwirken einzelwirtschaftlicher Verhaltensweisen untersucht. So führt z.B. jede Produktionsentscheidung zu einer Nachfrage nach Arbeit und Vorprodukten, jede Investitionsentscheidung zur Nachfrage nach Kapitalgütern. Auf den Märkten kann das Zusammenwirken der Einzelentscheidungen zu Ungleichgewichten führen, die Anpassungsprozesse auslösen. So wird Übernachfrage nach einem Produkt dessen Preis ansteigen lassen oder eine Veränderung der Arbeitslosigkeit in die Lohnbildung einfließen.

Die wichtigsten Effekte des Emissionshandels können stark vereinfachend wie folgt kategorisiert werden:

- *Faktorsubstitution*: Die Verteuerung der Nutzung von Energie bzw. der Emission von CO₂ gibt einen Anreiz, Emissionen zu vermindern und anstelle von Energie verstärkt andere Produktionsfaktoren einzusetzen. Dies kann einerseits Arbeit sein, aber auch ein höher Einsatz von Kapital (z.B. durch Wärmedämmung oder effizientere Maschinen). In der Regel ist die Faktorsubstitution an Investitionsvorhaben geknüpft und

wird daher erst mittel- bis längerfristig wirksam. Dann ist tendenziell mit einem positiven Impuls für die Beschäftigung aufgrund der Faktorsubstitution zu rechnen.

- *Investitionswirkungen:* Vom Klimaschutz induzierte Investitionen führen zu zusätzlicher Nachfrage bei den Anbietern entsprechender Investitionsgüter. Im Gegenzug ist es möglich (aber nicht notwendig), dass andere Investitionen, die nicht der Energieeinsparung dienen, reduziert werden. Für eine quantitative Abschätzung der Gesamteffekte müssen die Verflechtungen in der Volkswirtschaft zugrunde gelegt werden. Die deutsche Volkswirtschaft und die Beschäftigung haben gute Aussichten, von zusätzlichen Investitionen in Maßnahmen zur Reduktion von CO₂-Emissionen zu profitieren, da ihre Wettbewerbsfähigkeit auf den entsprechenden Märkten (z.B. für energieeffiziente Maschinen oder Anlagen zur Erzeugung regenerativer Energien) als gut anzusehen ist.
- *Kosteneffekte:* In welchem Umfang in einzelnen Unternehmen oder Branchen Kostensteigerungen auftreten, hängt von der Kostenstruktur und den oben diskutierten Möglichkeiten zur Emissionsminderung ab. Preissteigerungen, die durch Klimaschutz induziert werden, können die Wettbewerbsfähigkeit von denjenigen Unternehmen oder Branchen beeinträchtigen, deren Konkurrenten keinen vergleichbaren Maßnahmen unterliegen oder davon in geringerem Maß betroffen sind. In offenen Volkswirtschaften spielt dabei in der Regel Wettbewerb mit ausländischen Konkurrenten eine große Rolle. Je geringer die Qualitätsunterschiede zwischen inländischen und ausländischen Produkten sind, desto eher werden die Nachfrager bereit sein, den Lieferanten zu wechseln. In der Folge können inländische Unternehmen durch ausländisches Angebot verdrängt werden. Längerfristig könnten inländische Unternehmen ihre Produktion auch ins Ausland verlagern und von dort den heimischen Markt beliefern. Inwieweit dies attraktiv ist, hängt z.B. von den Transportkosten, der Verfügbarkeit qualifizierter Arbeitskräfte, der Investitionssicherheit im Gastland und einer Vielzahl weiterer Standortbedingungen ab. Eine Reihe von Untersuchungen hat gezeigt, dass Umweltregulierungen in der Vergangenheit nur einen geringen Einfluss auf Standortentscheidungen gehabt haben.¹⁷⁰ Da etwa zwei Drittel des Außenhandels deutscher Unternehmen innerhalb der Europäischen Union stattfinden (und sich dieser Anteil nach Erweiterung der EU noch erhöhen wird), unterliegen auch die meisten Konkurrenten dem Emissionshandel.

Einzelne Branchen können aufgrund hoher Transportkosten, technischer Eigenschaften oder administrativer Maßnahmen weitgehend vom internationalen Wettbewerb abgeschottet sein. Selbst in diesem Fall können Wettbewerbseffekte auftreten: Emissionsintensive Branchen wären einem höheren Kostendruck ausgesetzt und würden im Wettbewerb mit weniger emissionsintensiven Sektoren an Boden verlieren. Dieser Effekt dürfte jedoch deutlich geringer ausfallen, da die Nachfrager im allgemeinen eher bereit sind, bei der Verteuerung eines Produktes auf gleichartige importierte Produkte zurückzugreifen, als zugunsten anderer inländischer Produkte die Nachfrage zu ver-

¹⁷⁰ Vgl. z.B. Jaffe et al. (1995) und Levinson (1996), OECD (2001).

ringern.¹⁷¹ Im Fall beschränkten internationalen Wettbewerbs bieten sich einem Sektor bessere Möglichkeiten, die Kosten des Emissionshandels auf die Preise zu überwälzen. Daraus folgt jedoch nicht, dass die Wettbewerbsintensität durch staatliche Eingriffe künstlich reduziert werden sollte. Derartige Interventionen können erhebliche Marktstörungen verursachen und der Volkswirtschaft mehr Schaden als Nutzen zufügen. Wenn ein geschützter Sektor zusätzlich kostenlose Emissionsrechte erhält, kann sich seine Rentabilität sogar erhöhen.¹⁷²

- *Innovationseffekte*: Die Verteuerung der Nutzung fossiler Energien gibt einen Anreiz, Forschungs- und Entwicklungsvorhaben zur Emissionsminderung und Energieeinsparung zu intensivieren. Die Rate des technischen Fortschritts hat eine zentrale Bedeutung für die langfristigen Kosten des Klimaschutzes und die Wettbewerbsfähigkeit einer Volkswirtschaft.¹⁷³ Eine Volkswirtschaft kann so frühzeitig Wettbewerbsvorteile auf Zukunftsmärkten – einen so genannten „first mover advantage“ entwickeln.¹⁷⁴
- *Budgeteffekte*: Sofern Emissionsrechte vom Staat versteigert werden, ist dies mit zusätzlichen Staatseinnahmen verbunden. Andererseits kann eine Senkung des Energieverbrauchs oder eine Verschlechterung der Gewinnsituation von Unternehmen zu einem Rückgang der Steuereinnahmen führen. Bei einem positiven Budgeteffekt kann der Staat Steuern und Abgaben senken, seine Ausgaben erhöhen oder die Staatsverschuldung abbauen.¹⁷⁵ Mit jeder dieser Alternativen gehen volkswirtschaftliche Impulse einher.

Neben diesen Auswirkungen, die unmittelbar durch den Klimaschutz angestoßen werden können, wird auf der gesamtwirtschaftlichen Ebene eine Reihe weiterer Mechanismen wirksam, die tendenziell Ungleichgewichten auf den Märkten entgegen wirken. So führt etwa eine Verschlechterung der Leistungsbilanz zu einer Abwertung der heimischen Währung¹⁷⁶, oder höhere Arbeitslosigkeit zu einem geringeren Anstieg der Löhne. Welche Anpassungsmechanismen zum Tragen kommen, und inwiefern diese geeignet sind, ein volkswirtschaftliches Gleichgewicht herzustellen, ist umstritten.

¹⁷¹ Dies kommt in einer geringeren Preiselastizität der Nachfrage zum Ausdruck.

¹⁷² Es wäre zu prüfen, inwiefern z.B. die europäische Stromwirtschaft von diesem Effekt profitieren könnte, da sie zumindest kurzfristig nur in beschränktem Umfang mit außereuropäischer Konkurrenz rechnen müsste.

¹⁷³ Der positive Effekt höherer Innovation wird in quantitativen Analysen meist nicht erfasst, da technischer Fortschritt i.d.R. als exogene Größe betrachtet wird, die durch Klimapolitik nicht verändert wird.

¹⁷⁴ Vgl. Porter (1990) sowie OECD (2001) und die dort zitierte Literatur.

¹⁷⁵ Viele Ökonomen empfehlen, umweltpolitische Instrumente auch zur Einnahmenerzielung zu verwenden, insbesondere Emissionsrechte zu versteigern, um durch den Abbau von verzerrenden Abgaben die Effizienz der Volkswirtschaft steigern zu können. Vgl. z.B. Parry (2002).

¹⁷⁶ Seit Einführung der europäischen Gemeinschaftswährung sind Wechselkursänderungen nur noch als Reaktion auf gesamteuropäische Ungleichgewichte zu erwarten. Störungen in einzelnen europäischen Ländern hingegen kommen nur mehr abgeschwächt zum Tragen.

13.4.2.2 Methodik quantitativer Analysen gesamtwirtschaftlicher Effekte

Um das komplexe Zusammenwirken der beschriebenen Effekte analysieren zu können, werden meist computergestützte quantitative Modelle verwendet. Ein Modell ist ein vereinfachtes Abbild der Volkswirtschaft, das ein „ähnliches Verhalten“ aufweist wie das Originalsystem. Durch Experimente mit dem Modell werden dann Rückschlüsse auf die Reaktion der Volkswirtschaft auf veränderte Rahmenbedingungen gezogen.

Zur Beurteilung von wirtschaftspolitischen Strategien wird dabei häufig die Szenariotechnik eingesetzt, bei der zwei Szenarien quantitativ beschrieben und verglichen werden: ein Referenzszenario, das eine Entwicklung ohne die zu untersuchenden Maßnahmen (hier: des Emissionshandels) beschreibt sowie ein PolitikszENARIO, das sich vom Referenzszenario durch diese Maßnahmen unterscheidet. Unterschiede in den Ergebnissen (z.B. für Beschäftigung oder Wachstum) können dann als Wirkung der jeweiligen Maßnahmen interpretiert werden. Die Analyse stellt dabei auf die *Differenzen* der Ergebniswerte ab, während das absolute Niveau von nachgeordneter Bedeutung ist. Normalerweise vereinfacht dieses Vorgehen die Erstellung eines Referenzszenarios, da keine Prognose der wirtschaftlichen Entwicklung ohne die analysierte Maßnahme notwendig ist, für die möglichst aktuelle Daten des gegenwärtigen Wirtschaftsgeschehens und die Voraussage künftiger Rahmenbedingungen benötigt werden.

Im Fall des Emissionshandels jedoch ist bei der Erstellung des Referenzszenarios sehr viel größere Sorgfalt notwendig. Das angestrebte Ziel ist in Form eines absoluten Emissionsniveaus vorgegeben und die notwendigen Anpassungsprozesse und Auswirkungen auf die Wirtschaft hängen vom Abstand des Emissionsniveaus im Referenzszenario zu diesem Ziel ab. Das Referenzszenario sollte daher eine hinreichend genaue Abschätzung zumindest des Emissionsniveaus unter den getroffenen Annahmen enthalten.¹⁷⁷

Generell kommt dem Referenzszenario eine zentrale Bedeutung für die Interpretation der Simulationsergebnisse zu. So macht es z.B. einen grundsätzlichen Unterschied für die quantitativen Werte und deren Interpretation, ob man die Wirkungen des Emissionshandels im Vergleich zu einer Situation betrachtet, in dem die gleichen Emissionsziele mit anderen Instrumenten erreicht werden oder zu einem Vergleichszustand, in dem höhere Emissionen getätigt werden. Im ersten Fall wird auf einen Vergleich *unterschiedlicher Instrumente* abgestellt, die das gleiche Ziel erreichen. Im zweiten Fall hingegen werden Aussagen darüber getroffen, welche Auswirkungen eine *Verschärfung der Klimaziele* mit sich bringt. Während im ersten Fall durchaus Kostenentlastungen auftreten können, wenn der Emissionshandel das angestrebte Ziel effizienter realisiert als die Maßnahmen im Referenzfall, ist im zweiten Fall i.d.R. mit Zusatzkosten für die Ökonomie zu rechnen. Um die Ausgestaltung von Maßnahmen zur Umsetzung der Kyoto-Verpflichtungen der EU zu untersuchen, ist nur die erste Betrachtungsweise geeignet. In der Praxis wird eine derartige Analyse jedoch häufig ausgehend von einem Referenzszenario, das ein niedrigeres Emissionsniveau annimmt, analysiert. Dabei werden

¹⁷⁷ Dieses Emissionsniveau kann entweder im Modell endogen ermittelt werden, wenn geeignete Annahmen, z.B. über das gesamtwirtschaftliche und sektorale Wachstum oder den technischen Fortschritt, getroffen werden. Alternativ kann auf Schätzungen zurückgegriffen werden, die außerhalb des Modells erstellt wurden. Diese werden dann im Modell reproduziert, indem die relevanten Modellparameter entsprechend gewählt werden.

verschiedene Politikszzenarien betrachtet, die das gleiche Emissionsniveau erreichen. Dabei können Unterschiede in deren Abweichung zum Referenzszenario der Instrumentenwahl zugeordnet werden. Man macht somit implizit eines der Politikszzenarien zum Vergleichsmaßstab.

Für die folgende Darstellung quantitativer Studien werden diese zu drei Gruppen zusammengefasst. Die erste Kategorie umfasst Studien, bei denen durch den Emissionshandel eine Emissionsminderungen im Vergleich zu Referenz herbeigeführt wird. Im darauf folgenden Abschnitt werden Studien betrachtet, die den Fokus auf unterschiedliche Ausgestaltungen des Emissionshandels bezüglich des Anwendungsbereichs legen. Die dritte Klasse thematisiert die Auswirkungen unterschiedlicher Verfahren der Anfangsverteilung.

13.4.3 Auswirkungen eines verschärften Klimaschutzes

Eine Reihe von Studien vergleicht das Politikszzenario mit Emissionshandel mit einer Referenzsituationen, in der höhere Emissionen getätigt wurden. Diese Betrachtungsweise erlaubt zunächst keine Aussage über spezifische Eigenschaften des Emissionshandels.¹⁷⁸ Vielmehr werden die Ergebnisse von der implizierten Verschärfung des Klimaziels bestimmt. Diese bedeutet für die Ökonomie eine Beschränkung der Produktionsmöglichkeiten, die zu Kostenerhöhungen und einer Verminderung des BIP und anderer volkswirtschaftlicher Größen führt. Positive Auswirkungen anspruchsvolleren Klimaschutzes, die in der Literatur diskutiert werden, z.B. durch die Verringerung der Klimaschäden oder eine Beschleunigung von Innovation in der Ökonomie, werden in diesen Modellen in der Regel nicht berücksichtigt, so dass der Gesamteffekt auf das Wachstum und die Wohlfahrt negativ ausfällt.

Im folgenden sollen die quantitativen Ergebnisse von zwei Modellstudien eines EU-ETS vorgestellt werden, die ihre Referenzszenarien als Business as usual-Szenarien (BAU-Szenarien) konstruieren, in denen keine zusätzlichen Klimaschutzmaßnahmen zur Umsetzung der Kyoto-Protokoll berücksichtigt werden. Vor diesem Hintergrund werden in EU-ETS-Szenarien potenzielle Effekte auf Investitionen, Beschäftigung, Bruttoinlandsprodukt und Konsum in den EU-15-Ländern und im speziellen Deutschland berechnet. Dabei ist im Allgemeinen mit negativen Effekten auf gesamtwirtschaftliche Größen zu rechnen, da durch Klimaschutzmaßnahmen die Produktionsmöglichkeiten beschränkt werden. Theoretisch sind positive Effekte zwar nicht ausgeschlossen, insbesondere wenn in der Referenzsituation Ineffizienzen oder Verzerrungen vorlagen, denen im Zuge des Klimaschutzes entgegen gewirkt wird.¹⁷⁹ In den meisten Modellen werden derartige Ineffizienzen jedoch nicht abgebildet. Selbst der Anlass für den Klimaschutz – der negative Effekte der Emission von Treibhausgasen auf das Klima – wird in den meisten ökonomischen Modellen nicht berücksichtigt.

¹⁷⁸ Emissionshandel ist hierbei eher als „Platzhalter“ für eine effiziente Umsetzung der angestrebten Emissionsreduktion zu sehen denn als konkret ausgestaltetes Instrument des Klimaschutzes.

¹⁷⁹ Dabei kann es sich um verschiedene Formen des Markt- oder Staatsversagens handeln, z.B. im Bereich Innovation oder Steuerpolitik.

Cambridge Econometrics (2004) untersucht die EU-weiten gesamtwirtschaftlichen Auswirkungen eines EU Emissionshandels für den Zeitraum 2005 bis 2012 mit dem E3ME-Modell¹⁸⁰. E3ME ist ein ökonometrisches dynamisches Modell zur Simulation von E3-Politikmaßnahmen (Energy, Environment, Economy) in den EU-15 Ländern. Es umfasst ursprünglich 41 Industriesektoren, 17 Sektoren von Brennstoffnachfragern und 11 Sektoren von energieverarbeitenden Unternehmen. In ihrer Modellstudie bilden Cambridge Econometrics diverse Szenarien eines EU-ETS mit unterschiedlichen Zertifikatspreisen, die über ein Grandfathering gratis, orientiert an historischen Emissionswerten, an die Emittenten ausgegeben werden. In ihrem Referenzszenario werden Emissionsreduktionsmaßnahmen berücksichtigt, die bis Mitte 2002 implementiert wurden, jedoch keine weiteren Maßnahmen im Zusammenhang mit dem Kyoto-Protokoll (BAU-Szenario). Die Investitionen fallen in der Simulation des Emissionshandels EU-weit 2005 zwischen 0,02% und 0,04%, und in 2012 zwischen 0,15% und 0,28% (je nach Zertifikatspreis). Die Beschäftigung steigt 2005 zwischen 0,01% und 0,02%, in 2012 geht sie allerdings 0,04-0,08% zurück. Das Bruttoinlandsprodukt wird EU-weit in 2005 zwischen 0,02% und 0,04% fallen und 2012 zwischen 0,05% und 0,10%. Der Konsum fällt 2005 zwischen 0,04% und 0,07% und 2012 zwischen 0,06% und 0,11% (Cambridge Econometrics 2004, S.46, 57, 67, 77, 88). Insgesamt sind die Effekte gering, mit der Verschärfung der Klimaziele im Zeitverlauf aber steigend.

Die Analyse von Kouvaritakis, Paroussos, Regemorter (2002) mit GEM-E3, einem makro-sektoralen CGE-Modell, weist ähnliche Effekte für die europäische und auch die deutsche Volkswirtschaft aus. Im Referenzszenario werden außer bestehenden Energiesteuern in einigen EU-Ländern keine weiteren klimapolitischen Maßnahmen zur Umsetzung des Kyoto-Protokolls berücksichtigt (BAU-Szenario). Im PolitikszENARIO wird ab 2005 ein europäischer Emissionshandel nach dem Kommissionsvorschlag von 2001 (COM (2001) 581) in Kombination mit Mindeststeuern auf Energie gemäß dem Kommissionsvorschlag von 1997 (COM(97) 30 final) eingeführt. Zusätzlich werden außerhalb des Emissionshandelsbereichs nationale CO₂-Steuern in der Höhe eingeführt, die notwendig ist, um 2010 die Kyoto-Ziele zu erreichen. Zusätzliche staatliche Einnahmen werden durch Reduktion der Sozialversicherungsabgaben auf Arbeit rückverteilt. Die Modellierung kommt dabei zu den Ergebnissen in Tabelle 13-14.

¹⁸⁰ Die hier verwendete Version ihres E3ME-Modells, Version 3.1 (E3ME31), wird in Barker et al. (2004) beschrieben.

Tabelle 13-14: Auswirkungen des EU-Emissionshandels in der EU und Deutschland
Abweichung von der Referenz in %

| | 2005 | | 2010 | |
|----------------------|-------|-------|-------|-------|
| | D | EU-15 | D | EU-15 |
| Investitionen | -0,03 | -0,04 | -0,10 | -0,25 |
| Beschäftigung | -0,02 | 0,00 | +0,01 | +0,40 |
| Bruttoinlandsprodukt | -0,03 | -0,01 | -0,06 | -0,09 |
| Privater Konsum | -0,04 | -0,02 | -0,15 | -0,31 |
| Energiekonsum | -1,33 | -1,60 | -4,22 | -8,49 |
| Reallöhne | -0,08 | -0,01 | -0,15 | +0,49 |
| ökonom. Wohlfahrt | -0,02 | -0,01 | -0,13 | -0,50 |
| gesamte Wohlfahrt | +0,09 | +0,07 | +0,13 | -0,31 |
| Terms of Trade | +0,03 | +0,02 | +0,04 | -0,02 |
| Importe | -0,10 | - | -0,41 | - |
| Exporte | -0,09 | - | -0,23 | - |

Quelle: Kouvaritakis, Paroussos, Regemorter (2002)

Die Auswirkungen dieses Maßnahmenbündels auf die Ökonomie sind überwiegend negativ. Stärkere Emissionsreduktion führt auch hier zu Produktionseinschränkungen. Ihr Ausmaß ist allerdings mit prozentualen Veränderungen im Bereich unterhalb von 0,1% als gering einzustufen. Die Gesamtwohlfahrt unter Berücksichtigung der positiven Effekte auf die Umwelt verbessert sich sogar leicht.¹⁸¹ Allerdings sind die ausgewiesenen Effekte nicht allein dem Emissionshandel zuzuordnen, da im Politikscenario ein Maßnahmenbündel betrachtet wird, das zur Einhaltung der Kyoto-Ziele führt. Dies verdeutlicht nochmals die Aussage, dass bei der Interpretation von Simulationsergebnissen sehr sorgfältig darauf geachtet werden muss, welche Maßnahmen im Referenz- und Politikscenario enthalten sind.

Interessanter für Fragen der Ausgestaltung des Emissionshandels sind Modellierungen, die sich mit verschiedenen Ausgestaltungsvarianten eines Emissionshandels beschäftigen, die zum gleichen Emissionsniveau führen. Solche werden in den folgenden Abschnitten eingehender vorgestellt.

13.4.4 Die Breite des Emissionshandelssystems

Nach der ökonomischen Theorie können Umweltziele am kostengünstigsten erreicht werden, wenn die Grenzvermeidungskosten zwischen allen Emittenten angeglichen werden. Im Falle des globalen Umweltproblems Klimawandels würde dies bedeuten, dass ein idealer Emissionshandel weltweit alle Emittenten erfassen sollte. Aus verschiedenen (guten und schlechten) Gründen weicht der europäische Emissionshandel sowohl regional als auch sektoral von diesem Ideal ab. In verschiedenen Studien im Vorfeld des EU-ETS wurden die Konsequenzen derartiger Beschränkungen untersucht. Böhringer (2000) ermittelt, welche Effizienzgewinne

¹⁸¹ Die meisten Studien betrachten nur die ökonomischen Auswirkungen und vernachlässigen diesen wohlfahrtssteigernden Effekt einer verbesserten Umweltqualität.

erzielt werden könnten, wenn nur Teile der Wirtschaft (Energiewirtschaft, energieintensive Sektoren) am Emissionshandel beteiligt werden. Capros, Mantzos (2000) und Proost, Regemorter (2003) untersuchen, welche Effizienzverluste auftreten, wenn einzelne Länder den Emissionshandel beschränken, z.B. bestimmte Branchen vom Emissionshandel befreien. Im folgenden werden Studien zu zwei Aspekten untersucht, die unter den Rahmenbedingungen des ETS und angesichts der vorliegenden NAPs besondere Bedeutung haben: zum einen die Beschränkung des Emissionshandels auf Teile der Industrie, zum anderen die Möglichkeit, über die projektbezogenen Mechanismen „joint implementation“ (JI) und „clean development mechanism“ (CDM) auch Emissionsminderungen außerhalb der EU-Staaten auf die Minderungsverpflichtungen anzurechnen.

13.4.4.1 Effizienzeinbußen durch sektorale Beschränkung des Emissionshandels

Dem europäischen Emissionshandel unterliegen nur Anlagen, die Aktivitäten nach Annex I der Emissionshandelsrichtlinie betreiben. Diese Einschränkung des Emissionshandelsregimes führt dazu, dass ein Ausgleich der Grenzvermeidungskosten nicht mehr zwischen allen Emittenten gewährleistet ist. Die Erfüllung des Kyoto-Ziels wird daher mit höheren Kosten verbunden sein.

Böhringer, Hoffmann, de Lara Penate, (2005) untersuchen die mit dieser Beschränkung einhergehenden Effizienzverluste in Abhängigkeit von der Aufteilung der Emissionsrechte (bzw. Minderungsverpflichtungen) zwischen dem ET-Sektor und dem Rest der Ökonomie. Um Kosteneffizienz zu erreichen, müsste in jedem EU-Mitgliedstaat die Gesamtmenge der Emissionszertifikate und die Maßnahmen für die anderen Emittenten so festgelegt werden, dass die Grenzkosten aller EU-Emittenten aneinander angeglichen werden. Dazu müssten die Regierungen sowohl den künftigen internationalen Zertifikatspreis als auch die Grenzvermeidungskostenkurven der Emittenten außerhalb des ET-Sektors kennen. Böhringer, Hoffmann, de Lara Penate (2005) berechnen die zusätzlichen Kosten in Form von Effizienzeinbußen, die bei einer solchen „hybriden“ Implementierung des Klimaschutzes für Deutschland entstehen, mit einem Partialmodell auf der Basis sektoraler Grenzvermeidungskostenkurven. Sie zeigen, dass die Kosten der Erfüllung des Kyoto-Ziels steigen, je weiter die Regierung von einer optimalen Festlegung der Gesamtmenge der Zertifikate für den ET-Sektor abweicht. Gleichzeitig werden die Anpassungslasten zwischen dem ET-Sektor und den Emittenten, die nicht am Emissionshandel teilnehmen, verschoben. Ursache für solche Abweichungen vom Optimum können sowohl Wissenslücken der Regierung als auch politische Gründe sein. Böhringer, Hoffmann, de Lara Penate (2005, S.12) illustrieren die mögliche Größenordnung der entstehenden Ineffizienzen und Verteilungseffekte anhand von Beispielrechnungen für Deutschland:

- Im ersten Beispiel betrachten sie einen Fall, in dem die Regierung den Zertifikatspreis (10€/t CO₂) und die optimale Zuteilungsmenge (bzw. den optimalen Erfüllungsfaktor) für den ET-Sektor und den Rest der Ökonomie kennt, jedoch davon abweichend dem ET-Sektor eine zu großzügige Ausstattung zuteilt. In ihrem Beispiel führt dies zu einem Anstieg der Vermeidungskosten auf das 4 ½ -fache der minimalen Kosten von 305 Million € Gleichzeitig entstehen gewaltige Umverteilungseffekte. Der ET-Sektor

wird um knapp 216 Million € entlastet (statt einer Belastung im Optimum von 260 Million €), die anderen Emittenten werden mit fast 1,6 Mrd. € belastet (statt 45 Million € im Optimum).

- Im zweiten Beispiel nehmen sie an, dass die Regierung einen Zertifikatspreis von 10 €/t CO₂ erwartet und dem ET-Sektor eine Gesamtmenge von Emissionsrechten zuteilt, die bei diesem Preis optimal wäre. Falls sich dann jedoch ein Preis von 15 €/t CO₂ einstellt, ist diese Ausstattung ineffizient und führt zu fast 9% höheren Kosten der Zielerfüllung als bei diesem Preis möglich wären.

13.4.4.2 Effizienzsteigerungen durch JI und CDM

Das europäische Emissionshandelssystem ist ein partielles System, das etwa 50% der CO₂-Emissionen der beteiligten Länder abdeckt. In einer Reihe von Studien wurde untersucht, wie sich die Kosten der Emissionsminderung verändern, wenn mehr oder weniger Wirtschaftsbereiche oder Länder in den Handel einbezogen werden. Ein spezieller Aspekt dieser Frage betrifft die Einbeziehung von Emissionen aus anderen Regionen und Sektoren über die flexiblen Mechanismen der Joint Implementation (JI) und des Clean Development Mechanism (CDM), wie sie im Rahmen der so genannten „Linking-Directive“ beschlossen wurde.

Klepper und Peterson (2005) untersuchen mit Hilfe des Modells DART (Dynamic Applied Regional Trade Model), inwieweit die Erweiterung des EU-ETS um JI und CDM die Kosten des Emissionshandelssystems reduzieren kann. DART (Klepper, Peterson, Springer 2003) ist ein globales, multi-regionales, multi-sektorales CGE-Modell. Es unterstellt vollständige Konkurrenz auf allen Märkten sowie vollkommen flexible Output- und Faktorpreise. Es hat eine rekursiv-dynamische Struktur und errechnet eine Sequenz statischer Gleichgewichte. Es beruht auf der Datenbasis von GTAP5, aggregiert zu 12 Sektoren und 17 Regionen. (Peterson 2003, S.11) In dem Referenzszenario werden nationale Politikmaßnahmen (wie die deutsche Ökosteuer) berücksichtigt, die bis zum Jahre 2002 implementiert wurden, jedoch darüber hinaus keine weiteren (BAU-Szenario). Während die Erfüllung des Kyoto-Ziels ohne Einsatz von CDM und JI in ihrer Studie zu Wohlfahrtsverlusten in Deutschland von 1,2% im Vergleich zum BAU-Szenario im Jahre 2012 führt, kann ein freier Handel von CDM und JI innerhalb des EU-ETS die Verluste auf 0,8% reduzieren, selbst wenn die Regierung dem Handel nationale Beschränkungen auferlegt. Wenn unbeschränkt Emissionsminderungen aus CDM- und JI-Projekten in das europäische Emissionshandelssystem eingebracht werden können, kann der Wohlfahrtsrückgang sogar auf 0,2% reduziert werden. (Klepper, Peterson 2005, S.25, 33-34)

Eine Studie des Rheinisch-Westfälischen-Instituts für Wirtschaftsforschung (RWI) in Kooperation mit der Arbeitsgemeinschaft Energie- und Systemplanung (AGEP) (AGEP, RWI 2002) kommt ebenfalls zu dem Ergebnis, dass die Kosten der Einhaltung der Kyoto-Ziele in Deutschland deutlich gemildert werden können, wenn eine Öffnung des EU-ETS für Emissionsgutschriften aus JI- und CDM-Projekten zugelassen wird. Das RWI analysiert Beschäftigungs- und Wachstumswirkungen eines EU-ETS auf die deutsche Volkswirtschaft in einer Partialanalyse. In dem Referenzszenario wird ein Emissionshandel in der effizientesten Vari-

ante eingeführt, indem alle Unternehmen der Annex I-Staaten handeln dürfen. Wenn nun der Handel auf die zertifikatspflichtigen Unternehmen beschränkt wird, kommt die Studie zu dem Ergebnis, dass die Beschäftigung in Deutschland bis 2010 um 27.600 Erwerbstätige zurückgehen wird (100.700 in EU-15) und bis 2020 um 34.300 (112.700 in EU-15) sowie das Bruttoinlandsprodukt in Deutschland bis 2010 um 0,07% (0,06% in EU-15) fallen wird und bis 2020 um 0,09% (0,07% in EU-15). Durch Einbezug von JI und CDM in das EU-ETS können diese Effekte jedoch verringert werden, so dass in Deutschland bis 2010 nur noch 4.000 (15.600 in EU-15) zusätzliche Erwerbslose und bis 2020 nur 27.600 (100.700 in EU-15) hinzukämen und bis 2010 das Bruttoinlandsprodukt nur noch um 0,01% (0,01% in EU-15) fällt und bis 2020 auch (dito in EU-15).

Die Untersuchungen zeigen, dass eine Ausweitung des Emissionshandels auf möglichst viele Sektoren und Regionen die Kosten der Emissionsminderung deutlich reduzieren kann. Durch die Beteiligung aller Mitgliedstaaten und die Möglichkeit der „linking directive“, weitere Regionen in das System einzubeziehen, hat das EU Emissionshandelssystem in regionaler Hinsicht bereits eine sehr große Breite. Hingegen ist für die EU die Frage, ob weitere Wirtschaftsbereiche und Treibhausgase in den Emissionshandel einbezogen werden können, durchaus relevant. Dabei sind die in Modellrechnungen aufgezeigten potenziellen Effizienzgewinne mit praktischen Umsetzungsproblemen, insbesondere den Transaktionskosten abzuwägen.

13.4.5 Wirkungen der Ausgabeverfahren: Effizienz- und Verteilungsaspekte

Eine Reihe von Untersuchungen widmet sich der Frage, wie die Anfangsausstattung an Emissionsrechten verteilt werden sollte.

13.4.5.1 Erzielung von Staatseinnahmen oder kostenlose Vergabe?

Der Staat hat die Möglichkeit, über die Versteigerung von Emissionsrechten zusätzliche Staatseinnahmen zu erzielen. Diese könnte er verwenden, um unerwünschte Belastungen einzelner Gruppen von Energieverbrauchern zu kompensieren. Alternativ könnte er die Staatsverschuldung verringern, die Staatsausgaben erhöhen, z.B. um Fördermaßnahmen im Klimaschutz oder Forschungsmaßnahmen durchzuführen oder die Bereitstellung öffentlicher Güter auszuweiten. Des Weiteren könnten verzerrende Steuern gesenkt und damit insgesamt Effizienzsteigerungen erreicht werden.

Als wichtigstes Argument für die kostenlose Vergabe von Emissionsrechten wird angeführt, dass die Unternehmen im internationalen Wettbewerb stehen und ihre Wettbewerbsfähigkeit ernsthaft beeinträchtigt werden könnten, wenn zu den Kosten von Energiesparmaßnahmen der Kaufpreis der Zertifikate hinzu käme. Wenn der Staat hingegen durch die Versteigerung der Anfangsausstattung zusätzliche Einnahmen erzielt und im Gegenzug andere Staatseinnahmen, z.B. durch Steuern, senkt, können damit positive Effekte auf andere wirtschaftspolitische Ziele erzielt werden. Dieser Aspekt wird unter dem Stichwort „double dividend“ diskutiert.

Die Einführung des Emissionshandels hat Auswirkungen auf die Wohlfahrt der Haushalte. Da unterschiedliche Haushalte in unterschiedlichem Maß betroffen sein werden, stellt sich die Frage nach unerwünschten Verteilungseffekten. Diese kann der Staat durch die Vergabe kostenloser Emissionsrechte oder mit Hilfe von Versteigerungserlösen ganz oder teilweise kompensieren.

Zunächst soll die folgende Fragestellung diskutiert werden: Sollte der Staat Emissionsrechte verkaufen, um zusätzliche Staatseinnahmen zu erzielen und wofür sollte er diese verwenden? Diese Diskussion hat eine ähnliche Struktur wie die „double dividend“ Debatte, die im Zusammenhang mit Umweltabgaben geführt wurde. Das zugrunde liegende theoretische Argument stammt aus der Optimalsteuertheorie. Diese weist nach, dass jede Form der staatlichen Einnahmeerzielung (mit Ausnahme der aus Gerechtigkeitsgründen nicht akzeptablen Kopfsteuern) Effizienzverluste nach sich zieht. Wenn Staatseinnahmen auf einem Weg erzielt werden können, der mit weniger Effizienzeinbußen verbunden ist oder sogar bestehende Ineffizienzen beseitigt¹⁸², kann dies mit einer „doppelten Dividende“ verbunden sein: der Verminderung von Umweltproblemen und der Verringerungen der Ineffizienzen, die vom Abgabensystem verursacht werden. In einer kontroversen theoretischen und empirischen Debatte wurde diskutiert, ob und unter welchen Umständen eine solche doppelte Dividende auftreten kann (vgl. Goulder 1995). Goulder, Parry und Burtraw (1997) haben gezeigt, dass eine solche Verengung auf das Phänomen der doppelten Dividende nicht angebracht ist: Selbst in Abwesenheit einer doppelten Dividende kann es sinnvoll sein, mit umweltpolitischen Instrumenten Einnahmen zu erzielen, um mit der Verwendung des Aufkommens bestehende Ineffizienzen und so die Gesamtkosten der Umweltpolitik mindern zu können.

Dabei muss man sich bewusst sein, dass auch bei der Gratisvergabe zusätzliche Staatseinnahmen entstehen, wenn sich die Gewinne der begünstigten Unternehmen erhöhen und darauf Steuern erhoben werden (Dinan, Rogers 2002). Auf der anderen Seite steht bei einer Auktionsierung der Emissionsrechte nicht der gesamte Verkaufserlös zur freien Verwendung zur Verfügung. Wenn der Kauf von Emissionsrechten die Gewinne der Unternehmen schmälert oder die gesamtwirtschaftliche Aktivität zurückgeht, sinken auch die Steuereinnahmen. Außerdem benötigt der Staat mehr Geld für den Kauf von Energie und energieintensiven Gütern. Szenarienrechnungen für die USA beziffern den Anteil des Verkaufserlöses, der notwendig ist um die realen Staatseinnahmen konstant zu halten, auf etwa ein Drittel (CBO 2003). Der Gesamteffekte hängt sowohl von der Ausgestaltung des Abgabensystems und des Emissionshandelsystems ab, als auch von gesamtwirtschaftlichen Wirkungsmechanismen und sollte daher ggf. für das EU-ETS in eigenen Modellrechnungen quantitativ ermittelt werden.

Zahlreiche Simulationsstudien stützen die Position, dass die Kosten des Klimaschutzes erheblich gemindert werden können, wenn mit Auktionserlösen verzerrende Abgaben abgebaut werden (Parry 2002, Parry, 1995; Bovenberg and Goulder, 1996; Parry, Williams and Goulder, 1999; Goulder, Parry, et al., 1999). Allerdings sind die Ergebnisse äußerst sensibel bezüglich der Marktunvollkommenheiten und Verzerrungen die im Modell berücksichtigt wer-

¹⁸² Eine solche Ineffizienz liegt im Fall des Klimaschutzes in Form von Marktversagen bei öffentlichen Umweltgütern vor.

den. Aussagen für Deutschland oder die EU sollten daher auf der Basis spezifischer Untersuchungen abgeleitet werden.

Die gegenwärtigen Regelungen der Emissionshandelsrichtlinie beschränken den Anteil der Zertifikate, die versteigert werden dürfen, auf höchstens 5% im Zeitraum 2005-2007 und 10% im Zeitraum 2008-2012. Dies erlaubt kaum, derartige Effizienzgewinne zu realisieren. Cambridge Econometrics (2004) kommen mit ihrem E3ME-Modell zu dem Ergebnis, dass keine nennenswerten positiven Effekte auf Beschäftigung, BIP, Konsum und Investitionen in der EU-15 zu beobachten sind, falls bei einem Zertifikatspreis von 15 EUR/tCO₂ lediglich 10% aller Zertifikate per Auktionierung und der Rest per Gratisverteilung ausgegeben werden. Dieser Anteil ist zu klein, um nennenswerte effizienzsteigernde Wirkungen zu erzielen. In dem Szenario, in dem jedoch zusätzlich zu dem EU-ETS nationale Emissionssteuern für die Nicht-ETS-Sektoren erhoben werden, reicht bereits eine Auktionierung von 10% der Zertifikate aus, um deutliche Wohlfahrtsverbesserungen zu erzielen, unter der Annahme, dass die Auktionserlöse und die Steueraufkommen zur Senkung der Sozialversicherungsbeiträge auf den Faktor Arbeit eingesetzt werden.

13.4.5.2 Varianten der Gratisverteilung – Effizienz- und Verteilungseffekte

Neben der Frage, ob über die Verwendung der Erlöse Verzerrungen des Abgabensystems reduziert werden können, untersuchen verschiedene Studien den Einfluss auf die Einkommensverteilung verschiedener Haushaltsgruppen. Private Haushalte werden sowohl über die Konsumentenpreise als auch über ihre Einkommen als Arbeitnehmer und Kapitaleigner betroffener Industrien in ihrer Wohlfahrt beeinflusst. Der Effekt steigender Konsumentenpreise für Energie und energieintensive Güter wirkt eher regressiv, da einkommensschwächere Haushalte einen größeren Anteil ihres Einkommens für diese Produkte ausgeben (CBO 2003). CBO (2000) untersucht, wie sich die Allokationsmechanismen (kostenlose Vergabe und Versteigerung) in Kombination mit zwei alternativen Verwendungen zusätzlicher Mittel (Senkung der Unternehmensbesteuerung und Pauschaltransfers an Haushalte) auf die Einkommensverteilung auswirken.

Für die politische Akzeptanz des Emissionshandels scheint jedoch im Vordergrund zu stehen, dass die in den Emissionshandel einbezogenen Unternehmen in ihrer Wettbewerbsfähigkeit und Ertragslage nicht beeinträchtigt werden sollen. Bovenberg, Goulder (2000) zeigen allerdings, dass dieses Ziel auch dann erreicht werden kann, wenn nur ein Teil der Zertifikate gratis vergeben wird. Eine Gratisverteilung von lediglich 5-15% der Zertifikate in der Öl-, Gas- und Kohleindustrie der USA kann Umverteilungsneutralität herstellen. Die Autoren finden in diesen Industrien relativ hohe Angebotselastizitäten und relativ niedrige Nachfrageelastizitäten und ein relativ kleines Verhältnis von Cash Flows zu Produktionskosten. Daher können die Anbieter den Großteil der zusätzlichen Kosten für CO₂-Emissionen auf die Nachfrager überwälzen. Aus diesem Grund reicht bereits die Gratisverteilung eines relativ geringen Teils der Zertifikate als Kompensation für die erhöhten Kosten aus. Eine Gratisverteilung von 100 % der Zertifikate hingegen ist mit sehr hohen Windfall-Profits für die Zertifikatempfänger verbunden.

13.4.6 Fazit

Es existiert eine umfangreiche Literatur über quantitative Studien von gesamtwirtschaftlichen Wirkungen von Emissionshandelssystemen. Nur ein geringer Teil davon bezieht sich auf das europäische Emissionshandelssystem und berücksichtigt dessen konkrete Ausgestaltung. In diesem Literaturüberblick wurden aber auch Beiträge berücksichtigt, die aufgrund des methodischen Ansatzes und der qualitativen Ergebnisse für künftige Untersuchungen des EU-ETS von Interesse sein können. Dabei wurde kein vollständiger Literaturüberblick angestrebt; vielmehr ging es darum, typische Fragestellungen, Untersuchungsmethoden und qualitative Ergebnisse zu skizzieren.

Die Darstellung der Ergebnisse wurde in drei Kategorien gegliedert. Zuerst wurden Modellrechnungen betrachtet, bei denen ein Szenario mit Emissionshandel einer Business as usual-Entwicklung gegenüber gestellt werden. Man erhält auf diesem Weg Aussagen darüber, welche wirtschaftlichen Effekte von einem verschärften Klimaschutz ausgehen.¹⁸³ In Studien dieser Art (unterschiedlicher Aktualität und Detailliertheit der Abbildung des EU-ETS) zeichnet sich ab, dass die gesamtwirtschaftlichen Effekte der Umsetzung der Ziele des Kyoto-Protokolls bzw. des EU Burden-sharing und der Zwischenziele in der Periode 2005 bis 2007 gering sein dürften. Allerdings wird allgemein erwartet, dass die Effekte bei schärferen Anforderungen an den Klimaschutz im Zeitverlauf deutlich stärker ausfallen werden. Da meist nur die Beschränkungen betrachtet werden, die mit dem Klimaschutz einhergehen, nicht aber dessen Erträge, fallen die Ergebnisse hierbei i.A. negativ aus.

Danach wurden Analysen der Frage betrachtet, welche Konsequenzen es hat, dass es sich beim EU-ETS in sektoraler und regionaler Sicht um ein partielles Emissionshandelssystem handelt. Nach der ökonomischen Theorie können Umweltziele am kostengünstigsten erreicht werden, wenn die Grenzvermeidungskosten zwischen allen Emittenten angeglichen werden. Im Falle des globalen Umweltproblems Klimawandels würde dies bedeuten, dass ein idealer Emissionshandel weltweit alle Emittenten erfasst. Mit Blick auf den Gestaltungsspielraum der EU sind vor allem zwei Aspekte relevant: Böhringer et al.(2005) illustrieren, dass die Beschränkung des Emissionshandels auf ausgewählte Anlagen (gemäß Annex I der Richtlinie) den Informationsbedarf der Regulierungsbehörde erheblich erhöht und Abweichungen von einer optimalen Festlegung der sektoralen Reduktionsziele zu erheblichen Kostensteigerungen führen können. Die Simulationen von Klepper und Peterson (2005) veranschaulichen, dass die Folgen der Beschränkung des Emissionshandels auf die EU deutlich abgeschwächt werden können, wenn Minderungen im Rahmen von JI und CDM Projekten in den europäischen Handel eingebracht werden können.

Im dritten Block wurden Studien diskutiert, die Aspekte der Vergabe von Emissionsrechten untersuchen. Im Kern steht dabei die Frage, ob Emittenten die Erstausrüstung an Zertifikaten kostenlos erhalten sollten oder ob die Anfangsausstattung versteigert werden sollte. Mehrere theoretische und quantitative Beiträge argumentieren, dass die Kosten des Klimaschutzes deutlich reduziert oder sogar in Wohlfahrtsgewinne verwandelt werden können, wenn der

¹⁸³ Emissionshandel wird hierbei teilweise eher als ein Ideal effizienter Zielerfüllung angesehen, weniger als Politikinstrument in seiner konkreten Ausgestaltung.

Staat die Anfangsausstattung versteigert und mit den erzielten Einnahmen verzerrende Steuern und Abgaben reduziert. Daneben wird die Frage diskutiert, welche Teile der Volkswirtschaft bei unterschiedlichen Vergabeverfahren belastet werden, und wie unerwünschte Belastungen kompensiert werden können. In diesem Zusammenhang wird gezeigt, dass die kostenlose Vergabe der gesamten Anfangsausstattung nach dem grandfathering Verfahren zu einer Entlastung begünstigter Wirtschaftsbereiche führen kann. Nur ein relativ kleiner Teil der Emissionsrechte (5 bis 15%) müsste kostenlos vergeben werden, um Zusatzbelastungen zu vermeiden. Als Alternative zum grandfathering wird als Möglichkeit für eine kostenlose Vergabe ein benchmarking diskutiert und aus gesamtwirtschaftlicher Sicht insgesamt deutlich positiver beurteilt.

Wie bereits erwähnt wurden diese Ergebnisse teilweise nicht für das europäische Emissionshandelssystem unter Berücksichtigung der konkreten Ausgestaltung abgeleitet. Insofern sollten die für die politische Diskussion relevanten Ergebnisse mit geeigneten Modellen und aktuellen Daten überprüft werden.

13.4.7 Literatur

- AGEP (Arbeitsgemeinschaft Energie- und Systemplanung); RWI (Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung) (2002): Zertifikatehandel für CO₂-Emissionen auf dem Prüfstand – Ausgestaltungsprobleme des Vorschlags der EU für eine ‘Richtlinie zum Emissionshandel’. Lit Verlag: Münster, Hamburg, London, 2002.
- Babiker, Mustafa H.; Reilly, John M.; Viguier, Laurent L. (2002): Is International Emissions Trading Always Beneficial?, MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change, Report No. 93, 2002.
- Barker, Terry; de Ramon, Sebastian; Gardiner Ben; Pollitt, Hector (2004): An Energy-Environment-Economy Model for Europe, E3ME Version 3.1 (E3ME31) – Model Description, Cambridge Econometrics, 2004.
- Böhringer, Christoph (2000): Industry-Level Emission Trading between Power Producers in the EU, Centre for European Economic Research (ZEW), Working Paper Nr.46, 2000.
- Böhringer, Christoph; Lange, Andreas (2004): Economic Implications of Alternative Allocation Schemes for Emission Allowances, Centre for European Economic Research (ZEW), Discussion Paper 03-22, 2004.
- Böhringer, Christoph; Hoffmann, Tim; de Lara Peñate, Casiano Manrique (2005): The Efficiency Costs of Separating Carbon Markets Under the EU Emissions Trading Scheme: A Quantitative Assessment for Germany, Centre for European Economic Research (ZEW), Discussion Paper 05-06, 2005.
- Bovenberg, A. Lans; Goulder, Lawrence H. (2000): Neutralizing the Adverse Industry Impacts of CO₂ Abatement Policies: What Does It Cost?, Resources for the Future, Discussion Paper 00-27, 2000.
- Burtraw, Dallas; Palmer, Karen; Bharvirkar, Ranjit; Paul, Anthony (2001): The Effect of Allowance Allocation on the Cost of Carbon Emission Trading, Resources for the Future, Discussion Paper 01-30, 2001.
- Cambridge Econometrics (2004): Analysis of the Introduction of Emission Allowance Trading Schemes in Sweden, Report for the Environmental Statistics Division of Statistics Sweden, 2004.
- Capros, Pantelis; Mantzos, Leonidas (2000): The Economic Effects of Industry-Level Emission Trading to Reduce Greenhouse Gases - Use of the model PRIMES, Report to DG Environment, 2000.
- Congressional Budget Office (CBO) (2000): Who Gains and who Pays under Carbon-Allowance Trading? The Distributional Effects of Alternative Policy Designs, The Congress of the United States - Congressional Budget Office, 2000.
- Congressional Budget Office (CBO) (2003): Shifting the Cost burden of a Carbon Cap-and-Trade Program, The Congress of the United States - Congressional Budget Office, July 2003.

- Dinan, Terry; Rogers, Diane Lim (2002): Distributional Effects of Carbon Allowance Trading: How Government Decisions Determine Winners and Losers, in *National Tax Journal*, Vol. LV, No. 2, June 2002.
- Edwards, Huw T.; Hutton, John P. (1999): The Allocation of Carbon Permits within one Country: A General Equilibrium Analysis of the United Kingdom, *Warwick Economic Research Paper*, No. 540, 1999.
- Goulder, Lawrence H. (1995): Environmental Taxation and the Double Dividend: A Reader's Guide. *International Tax and Public Finance* 2: 157-183.
- Goulder, L. H., Parry I.W. H., and Burtraw, D. (1997) "Revenue-raising versus other approaches to environmental protection : the critical significance of preexisting tax distortions," *The Rand Journal of Economics* 28(4): 708-731.
- Jaffe, Adam B.; Peterson, Steven R.; Portney, Paul R.; Stavins, Robert (1995): Environmental Regulation and the Competitiveness of U.S. Manufacturing. *Journal of Economic Literature*, 33. S. 557-572.
- Klepper, Gernot; Peterson, Sonja (2005): Emissions Trading, CDM, JI, and More – The Climate Strategy of the EU, *Kiel Institute for World Economics, Kiel Working Paper No. 1238*, 2005.
- Klepper, Gernot; Peterson, Sonja; Springer, Katja (2003): DART97: A Description of the Multi-regional, Multi-sectoral Trade Model for the Analysis of Climate Policies, *Kiel Institute for World Economics, Kiel Working Paper No. 1149*, 2003.
- Kletzan, Daniela; Köppl, Angela; Kratena, Kurt (2002): E3 Impacts of Domestic Emissions Trading Regimes in Liberalised Energy Markets - Carbon Leakage or Double Dividend?, *Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung, WIFO Working Papers*, No. 177, 2002.
- Kouvaritakis, Nikos; Paroussos, Leonidas; van Regemorter, Denise (2002): The Macroeconomic Evaluation of Energy Tax Policies within the EU, with the GEM-E3-Europe Model, *Study for the European Commission DG TAXUD*, 2002.
- Levinson, Arik (1996): Environmental Regulation and Industry Location: International and Domestic Evidence. In: Bhagwati, Jagdish; Hudec, Robert E. (Eds.): *Fair Trade and Harmonization: Prerequisites for Free Trade? Volume 1: Economic Analysis*. Cambridge, MA.
- OECD (Organisation for Economic Co-Operation and Development) (2001): Environmental issues in policy-based competition for investment: a literature review. *ENV/EPOC/GSP* (2001).
- Parry, Ian W.H. (2002): Are Tradable Emissions Permits a Good Idea?, *Resources for the Future, Issues Brief* 02-33, 2002.
- Peterson, Sonja (2003): The EU Emissions Trading Scheme and its Competitiveness Effects for European Business - Results from the CGE Model DART, *Kiel Institute for World Economics, Paper presented at the Joint Research Workshop "Business and Emissions Trading"*, Wittenberg, 2003.

Porter, M. (1990): The Competitive Advantage of Nations. New York: Free Press.

Proost, Stef; van Regemorter, Denise (2003): Climate Change Policy in European Countries and its Effects on Industry, Katholieke Universiteit Leuven, Center for Economic Studies, Energy Transport and Environment, Working Paper, No. 2003-5, 2003.

14 Vergleichende NAP-Analyse für die EU-Mitgliedstaaten (ISI)

Dieses Kapitel widmet sich der unterschiedlichen Ausgestaltung des EU-Emissionshandels in den EU-Mitgliedstaaten. Die Basis der Analyse sind dabei die Nationalen Allokationspläne der Mitgliedstaaten und die zum Zeitpunkt der Bearbeitung vorliegenden Entscheidungen der EU-Kommission. Ziel ist dabei keine Auflistung der wesentlichen Elemente der NAP jedes einzelnen Mitgliedstaates¹⁸⁴, sondern vielmehr ein zusammenfassender Vergleich der Ausgestaltungsvarianten für einige ausgewählte Aspekte. Analysiert werden (1) die angewandte Anlagendefinition, (2) die Zuteilungsregeln, (3) die Wahl von Benchmarks für Neuanlagen, (4) die Mengengerüste und (5) institutionelle Aspekte.

14.1 Anlagendefinition

Anhang I der EU-Emissionshandelsrichtlinie enthält die Branchen, deren Anlagen bei Überschreitung der angegebenen Kapazitätsgrenzen in den EU-Emissionshandel aufgenommen werden müssen. Darüber hinaus hat die EU-Kommission in einem *Non-Paper* (EU Kommission 2003) klar gestellt, welche Anlagen unter den EU-Emissionshandel fallen. Dennoch haben die EU-Mitgliedstaaten unterschiedliche Interpretationen des Anhang I angewendet. Dabei liegen die wesentlichen Unterschiede in der Einbeziehung von Feuerungsanlagen, der Anwendung der Kumulierungsregel und der Besonderheiten bei der nationalen Umsetzung der IVU-Richtlinie ((Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung bzw. in engl. *Integrated Pollution and Control Prevention, IPPC*). Die gewählten Auslegungen der Anlagendefinition können in drei prinzipielle Kategorien eingestuft werden:¹⁸⁵

1. *Breite Anlagendefinition:* Die breite Anlagendefinition entspricht dem Verständnis des Anlagenbegriffes, wie es von der EU-Kommission vorgesehen wurde (siehe *Installation Non-Paper*). Hierunter fallen also alle Feuerungsanlagen > 20 MW, auch wenn sie nicht über die Branchen in Anhang I der EU-RL erfasst sind und auch wenn sie keine Energieträger wie Strom, Dampf oder Heißwasser erzeugen.
2. *Mittlere Anlagendefinition:* Bei der mittleren Anlagendefinition werden annähernd alle von der EU-Kommission vorgesehenen Anlagen als emissionshandelspflichtig erfasst, wobei jedoch einige Ausnahmen gemacht werden. Beispielhaft für diesen Ansatz stehen Deutschland und Großbritannien. Die in Deutschland gewählten Ausnahmen basieren auf der IVU-Richtlinie. So sind in Deutschland sowohl Wärmeöfen als grundsätzlich auch Cracker der Chemieindustrie, und auch Anlagen, die unter das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) fallen, vom EU-Emissionshandel befreit. Eine weitere Abweichung von den EU-Vorgaben kann durch eine unterschiedliche Anwendung der Kumulierungsregel, also die Addierung mehrerer kleiner Anlagen, zustande kommen. Während in Deutschland die Kapazitäten verschiedener Anlagen nur dann addiert werden müssen, wenn alle vier Kriterien (derselbe Betreiber, dieselbe Katego-

¹⁸⁴ Für eine länderspezifische Auswertung siehe UBA-DEHSt/Fraunhofer ISI/Öko-Institut (2005).

¹⁸⁵ Siehe zur Anlagendefinition auch Ecofys (2004, S. 74).

rie, dieselbe Anlage, derselbe Standort) gleichzeitig erfüllt sind ("und"-Verknüpfung), sieht die EU-Vorgabe vor, dass die Erfüllung eines der Kriterien hierfür hinreichend ist ("oder"-Verknüpfung). Diese Anlagendefinition wurde von der Mehrzahl der EU-Mitgliedstaaten angewendet.

3. *Enge Anlagendefinition:* Unter der engen Auslegung des Anlagenbegriffes wird der Ansatz verstanden, nur diejenigen Feuerungsanlagen in den EU-Emissionshandel aufzunehmen, deren entsprechende Branche explizit in Anhang I der EU-RL aufgeführt ist. Auch andere Ausnahmen sind denkbar. Diese enge Definition wurde von Ländern wie Italien, Frankreich und Spanien angedacht. Sie führt zu einer Regulierungslücke, die zum Teil bis zu 50% der Anlagen ausmachen kann. So hat bspw. Frankreich nach Intervention der EU-Kommission seine Anlagenzahl von 642 auf 1172 erhöht, also annähernd verdoppelt. Damit wendet Frankreich nunmehr die mittlere Anlagendefinition an.

Dabei ist allerdings zu beachten, dass auch innerhalb dieser drei prinzipiellen Kategorien Unterschiede in der exakten Anwendung der Anlagendefinition vorliegen. Dies ist insbesondere der Fall für die mittlere Anlagendefinition, da hier unterschiedliche Grade der Gewährung von Ausnahmen denkbar sind. Eine klare Einordnung zu einer der drei prinzipiellen Anlagendefinitionen ist auch deswegen problematisch, weil sie den Angaben in den NAP, wenn überhaupt, nur indirekt zu entnehmen ist. Entsprechend ist die Auflistung in der folgenden Tabelle 14-1 unter Vorbehalt zu sehen, eine Befragung der der EU-Mitgliedstaaten in Bezug auf die Einordnung ist noch nicht abgeschlossen. Die Tabelle zeigt für alle EU-Mitgliedstaaten, wie viele Anlagen bei ihnen unter den EU-Emissionshandel fallen, wobei die Zahl von den durch Opt-in dazugekommen Anlagen und durch Opt-out nicht einbezogenen Anlagen bereinigt wurde. Dabei ist die Zusammenstellung danach geordnet, welche Anlagendefinition das jeweilige Land angewendet hat. Die Tabelle spiegelt darüber hinaus die Tatsache, dass sich die enge Anlagendefinition gegenüber der EU-Kommission nicht durchsetzen konnte (siehe Auflagen gegenüber Frankreich und Spanien). Die Mehrzahl der EU-Mitgliedstaaten hat sich für die breite Anlagendefinition entschieden hat, wobei größere Länder i. d. R. die mittlere Anlagendefinition gewählt haben (z.B. Deutschland und Großbritannien).

Die Anwendung unterschiedlicher Anlagendefinitionen kann, wie das Beispiel Frankreich eindrücklich zeigt, zu erheblichen Differenzen in der Zahl der erfassten Anlagen führen (Erhöhung von 642 auf 1.172 Anlagen). Eine europäische Harmonisierung sollte angestrebt werden, und wird bereits von diversen Mitgliedstaaten verfolgt.

Tabelle 14-1: Von EU-Mitgliedstaaten angewendete Anlagendefinition

| Anlagendefinition | EU-MS | Summe EU-MS | Anlagen zahl (ohne opt-in/- out) | Opt-in (+) / Opt- out (-) | Anlagen zahl* | Summe Anlagen zahl* |
|---|--------------------|----------------|--|---------------------------------|------------------|---------------------------|
| Breite | Belgien | | 363 | | 363 | |
| | Dänemark | | 380 | | 380 | |
| | Irland | | 143 | | 143 | |
| | Lettland | | 65 | 26 | 91 | |
| | Litauen | | 93 | | 93 | |
| | Malta | | 2 | | 2 | |
| | Niederlande (1) | | 356 | -150 | 206 | |
| | Slowenien | | 83 | 15 | 98 | |
| | Ungarn | | 261 | | 261 | |
| | Zypern | | 13 | | 13 | |
| | | 10 | | | | 1.650 |
| Mittlere | Deutschland | | 1.849 | | 1.849 | |
| | Finnland | | 324 | 209 | 533 | |
| | Frankreich (2) | | 1.172 | | 1.172 | |
| | Griechenland | | 141 | | 141 | |
| | Großbritannien (3) | | 1.062 | -388 | 674 | |
| | Italien (4) | | 1.240 | | 1.240 | |
| | Luxemburg | | 19 | | 19 | |
| | Österreich | | 204 | 1 | 205 | |
| | Polen | | 1.166 | | 1.166 | |
| | Portugal | | 239 | | 239 | |
| | Schweden | | 499 | 261 | 760 | |
| | Spanien (5) | | 819 | | 819 | |
| | Tschechien | | 435 | | 435 | |
| | | 12 | | | | 8.817 |
| Noch nicht klassifiziert | Estland | | 43 | | 43 | |
| | Slowakei | | 209 | | 209 | |
| | | 2 | | | | 252 |
| Gesamtsumme | | 24 | 11.180 | | 11.154 | |
| <p>* Anlagenzahlen sind korrigiert um Opt-in- und Opt-out-Anlagen. (1) Drei Opt-outs (93, 49, 8) für kleine Anlagen und aus Wettbewerbsgründen (2) Ursprünglich enge Anlagendefinition mit 642 Anlagen. (3) Opt-out für UK-ETS-Anlagen (59), weiteres Opt-out für CCA (329). (4) Ursprünglich enge Anlagendefinition. (5) Auflage der EU-Kommission zur Anwendung der mittleren Anlagendefinition.</p> | | | | | | |

Quelle: Fraunhofer ISI gemäß EU-NAPs.

14.2 Zuteilungsregelungen

14.2.1 Allokationsverfahren

Die meisten EU-Mitgliedstaaten haben sich für einen zwei- oder sogar mehrstufigen Allokationsprozess für die Zuteilung entschieden:

- *Sektorale Emissionsbudgets:* Im ersten Schritt wird über die Makro-Allokation bzw. einen *Top down*-Ansatz das gesamte Emissionshandelsbudget in sektorale Emissionsbudgets unterteilt. Dabei wird z.B. unterschieden in Elektrizitätssektor und andere Industriebranchen. Zur Bestimmung der sektoralen Emissionsbudgets wird meist ein technischer Minderungsfaktor angewendet, der das technische Vermeidungspotential der Branche widerspiegelt. Dieser wird zum Teil auf Basis bestehender Abkommen (z.B. Selbstverpflichtungen wie in Großbritannien und in den Niederlanden) festgelegt. Im Gegensatz zu Deutschland werden in allen anderen Ländern auch Wachstumsfaktoren einbezogen, die je nach Branche variieren können (zum Teil werden sie bereits bei der Festlegung der Emissionsbudgets zugrunde gelegt). In einigen Mitgliedstaaten (z. B. Spanien, Schweden, Großbritannien) ist eine strengere Zuteilung für den Sektor Energie als für die Industriesektoren festzustellen. In den Neuen Mitgliedstaaten wird meist kein Reduktionsfaktor verwendet, da diese – mit der Ausnahme von Slowenien – ihr Kyoto-Ziel ohne zusätzliche Minderungsleistungen erreichen.
- *Anlagenzuteilung:* Im zweiten Schritt wird in der Mikro-Allokation bzw. einem *Bottom Up*-Ansatz die Zuteilung für die einzelne Anlage festgelegt. Hierbei erfolgt die Zuteilung über sektorspezifische Erfüllungsfaktoren.

Deutschland, Luxemburg und Malta haben auf eine sektorale Differenzierung verzichtet, was sich im Falle der beiden kleineren Länder aus der geringen Anlagenzahl pro Sektor ergibt. Auch einige neue Mitgliedstaaten haben auf das Aufstellen von Sektorbudgets verzichtet, u. a. da für sie das Erreichen des Kyoto-Ziels ohne Anwendung eines Erfüllungsfaktors möglich ist. So unterscheidet beispielsweise der NAP der Slowakei nicht zwischen Sektor-Caps, sieht allerdings eine äquivalente Regelung in Form sektorspezifischer Zuteilungsformeln für die einzelnen Anlagen vor. Der politische Verhandlungsaufwand zur Festlegung der sektorspezifischen Emissionsbudgets ist zwar höher als bei der deutschen Lösung mit einheitlichem Minderungsfaktor, dafür bietet die sektorbezogene Lösung aber auch eine Reihe von Vorteilen. So lassen sich sektorspezifische Entwicklungen und Besonderheiten besser berücksichtigen. Auf diese Art und Weise kann auf zahlreiche Sonderregelungen verzichtet werden. Dieses betrifft z. B. prozessbedingte Emissionen oder Härtefallregelungen.

14.2.2 Basisjahr / Basisperiode

Für die Gratiszuteilung nach dem *Grandfathering*-Prinzip ist es notwendig, die historischen Emissionen zu ermitteln. Hierfür wurde meist der Durchschnitt mehrerer Jahre, d.h. eine Basisperiode anstatt ein einzelnes Basisjahr, gewählt. Die Basisperioden reichen dabei, wie Tabelle 14-2 zeigt, von 1990 (Zypern) bis 2003 und umfassen meist einen Jahreszeitraum von 3 bis 5 Jahren. Zusätzlich zu diesem breiten Spektrum der Basisperioden ist zu berücksichtigen, dass viele Länder Ausnahmen von den hier aufgeführten Basisperioden vorsehen. Häufig

wurde z. B. die Möglichkeit eingeräumt, bestimmte Jahre einer Basisperiode zu streichen, um Emissionsschwankungen (z.B. durch Stillstände aufgrund von Wartungsarbeiten) auszugleichen. Auch eine sektorale Differenzierung der Basisperioden konnte in einigen Mitgliedstaaten beobachtet werden (Lettland oder Frankreich).

Tabelle 14-2: In EU-Mitgliedstaaten gewählte Basisperioden

| Basisjahr/-periode | EU-Mitgliedstaat |
|--|--|
| 1990-2003 | Zypern (Energiewirtschaft und Zement) |
| 1993 | Lettland (Industrie, anlagenspezifisch) |
| 1995-2003 | Estland (Energie, Wahl der 3 Jahre mit höchsten Emissionen) |
| 1995-2004 | Malta |
| 1997 | Lettland* (Energie, bei neueren Anlagen 2001 oder 2002) |
| 1998-2001 | Österreich*, Schweden*, Frankreich* |
| 1998-2002 | Dänemark*, Finnland*, Luxemburg**, Litauen**, Slowakei* |
| 1998-2003 | Großbritannien **, Ungarn* |
| 1999-2001 | Tschechien*,** |
| 1999-2002 | Slowenien (Wahl des Jahres mit den höchsten Emissionen), Polen** |
| 2000-2002 | Deutschland*, Portugal**, Spanien* |
| 2000-2003 | Estland (Industrie), Italien**, Finnland (Kondensationskraftwerke), Griechenland** |
| 2002-2003 | Irland* |
| 2001-2002 | Niederlande* |
| 2001-2003 | Portugal**, Ungarn*, Zypern (Keramikindustrie), Belgien (Brüssel) |
| 2003 | Belgien (Flandern) |
| * Zusätzlich dazu gibt es Ausnahmen / Härtefälle | |
| ** Ausschluss des Jahres mit den geringsten Emissionen | |

Quelle: Fraunhofer ISI gemäß EU-NAPs.

14.2.3 Opt-in und Opt-out

Der Emissionshandelsbereich umfasst im Regelfall ca. 40-60 % der nationalen CO₂-Emissionen eines EU-Mitgliedstaats. Dieser Anteil ist maßgeblich von der Wirtschaftsstruktur des jeweiligen Landes abhängig. So fallen bspw. in Frankreich durch den hohen Kernenergieanteil nur 25 % und in Polen dagegen ca. 70 % der CO₂-Emissionen unter den EU-Emissionshandel. Die Anlagenanzahl variiert zwischen 2 Anlagen in Malta und 1.849 Anlagen in Deutschland. Insgesamt fallen ca. 11.150 Anlagen EU-weit unter den Anwendungsbereich der EU-Emissionshandelsrichtlinie, wobei dieser Wert bereits um so genannte *Opt out*- und *Opt in*-Anlagen korrigiert ist. Denn bezüglich der Anzahl der Anlagen spielt die Anwendung der *Opt in*- und *Opt out*-Regelungen, von denen einige EU-Mitgliedstaaten Gebrauch gemacht haben, eine Rolle. Nach Artikel 24 wird den EU-Mitgliedstaaten vorbehaltlich der Genehmigung durch die EU-Kommission die Möglichkeit eingeräumt, zusätzliche Gase und Tätigkeiten einseitig in den Emissionshandel mit einzubeziehen. Dieses *Opt-in* ist allerdings für die erste Handelsperiode auf Anlagen beschränkt, die in Anhang I der EU-RL aufgeführte Tätigkeiten durchführen, die die dort vorgegebenen Kapazitätsgrenzen unterschreiten. Im Genehmigungsverfahren berücksichtigt die Kommission Kriterien wie Auswirkungen auf den Binnenmarkt, mögliche Wettbewerbsverzerrungen, Umweltwirksamkeit der Regelung und Zuverlässigkeit des Monitoring-Verfahrens. Der nach Artikel 27 der EU-RL mögliche vorü-

bergehende Ausschluss bestimmter Anlagen vom EU-Emissionshandel bis höchstens zum 31.12.2007 ist an enge Voraussetzungen gebunden. So müssen die Opt out-Anlagen aufgrund anderer Politiken und Maßnahmen ihre Emissionen in Höhe der Vorkehrungen im EU-Emissionshandel begrenzen und gleichwertigen Monitoring-Anforderungen sowie Sanktionen bei Nichterfüllung unterliegen. Auch darf es durch das *Opt-out* zu keiner Beeinträchtigung des Binnenmarkts kommen.

Tabelle 14-3: Bisher genehmigte Opt in- und Opt out-Anträge von EU-Mitgliedstaaten

| | Land | Bereich | An-lagen | Anteil an EU-EH-CO2 (in %) | Anmerkung | Genehmigungsdatum |
|---------|----------------|---|----------|----------------------------|--------------------------------|-------------------|
| Opt in | Schweden | Feuerungsanlagen < 20 MW in Fernwärmenetzen | 66 | | | 29.10.2004 |
| | Schweden | s.o. | 195 | | | 30.05.2005 |
| | Österreich | BHKW Mistelbach Krankenhaus | 1 | | | 08.04.2005 |
| | Finnland | KWK bei Fernwärmenetzen | 209 | | 199 Anlagen im NAP aufgelistet | 08.04.2005 |
| | Lettland | Überschreitung der Kapazitätsgrenzen | 23 | | freiwillig | 08.04.2005 |
| | Slowenien | Energieumwandlung zwischen 15 und 20 MW | 15 | | freiwillig | 08.04.2005 |
| Opt out | Großbritannien | UK ETS | 59 | 4 | nur 1.1.2005 - 31.12.2006 | 29.10.2004 |
| | Großbritannien | Climate Change Agreements | 329 | | | 30.05.2005 |
| | Niederlande | <25.000 t CO2/a | 93 | 1 | | 29.10.2004 |
| | Niederlande | <25.000 t CO2/a | 49 | 0,53 | | 22.03.2005 |
| | Niederlande | ausgeschlossen in anderen EU-MS | 8 | 6,43 | | 23.03.2005 |

Quelle: Fraunhofer ISI gemäß EU-NAPs und Kommissionsentscheidungen.

Das *Opt-in* wird beispielsweise in Schweden¹⁸⁶ und Finnland¹⁸⁷ für KWK-Anlagen, die Teil eines Nah- bzw. Fernwärmeverbunds sind, genutzt. Slowenien¹⁸⁸ ermöglicht das freiwillige *Opt-in* von Energieumwandlungsanlagen mit einer thermischen Inputleistung zwischen 15 MW und 20 MW. Des Weiteren hat die EU-Kommission Lettland das *Opt-in* von Heiz-

¹⁸⁶ Siehe Schwedischer NAP, S. 24 (<http://www.regeringen.se/content/1/c6/01/90/18/e9286dc2.pdf>) i. V. m. der Genehmigung durch die EU-Kommission (http://europa.eu.int/comm/environment/climat/pdf/sweden_dec.pdf).

¹⁸⁷ Siehe Finnischer NAP, S. 10 (http://www.ktm.fi/chapter_files/National_allocation_plan190804.pdf) i. V. m. der Genehmigung durch die EU-Kommission (http://europa.eu.int/comm/environment/climat/pdf/finland_dec.pdf).

¹⁸⁸ Siehe Slowenischer NAP, S. 15f. (http://www.sigov.si/mop/podrocja/uradzaokolje_sektorokolje/programi/drzavni_alokacijski_nacrt_slo2004_ang.pdf) i. V. m. der Genehmigung durch die EU-Kommission (http://europa.eu.int/comm/environment/climat/pdf/slovenia_dec.pdf).

kraftwerken und KWK-Anlagen kleiner 20 MW genehmigt¹⁸⁹. Außerdem hat die EU-Kommission einen *Opt-in*-Antrag Österreichs für das BHKW eines Krankenhauses akzeptiert.¹⁹⁰ Tabelle 14-3 bietet eine Übersicht der bisher von der EU-Kommission genehmigten *Opt in*- und *Opt out*-Anträge und die Zahl der davon betroffenen Anlagen.

Das *Opt-out* wurde vor allem vom Vereinigten Königreich (Großbritannien) und den Niederlanden in Anspruch genommen.¹⁹¹ In Großbritannien betrifft das *Opt-out* Anlagen, die am nationalen Emissionshandel teilnehmen, weshalb der Ausschluss nur bis Ende 2006 terminiert ist. Die Emissionen dieser 59 Anlagen entsprechen ca. 4 % des britischen EU-Emissionshandels-Budgets. Ein zweites *Opt-out* betrifft Anlagen, für die ein *Climate Change Agreement* (CCA) gültig ist. Von dieser *Opt-out*-Möglichkeit haben in Großbritannien 329 Anlagen Gebrauch gemacht. In den Niederlanden wurde im Rahmen des *Opt-outs* Anlagen, die jährlich weniger als 25.000 t CO₂ emittieren, von einer Teilnahme am Emissionshandel befreit. Die darunter fallenden 93 plus 49 Anlagen machen zusammen ca. 1,5 % der CO₂-Emissionen im EU-Emissionshandel in den Niederlanden aus. Auch Polen hat ein *Opt-out* für Anlagen, deren Emissionen unter 5.000 t CO₂ im Jahr liegen, beantragt – eine Entscheidung der EU-Kommission stand zum Zeitpunkt der Bearbeitung jedoch noch aus. Unter dieser Regelung wären in Polen 221 Anlagen von einer Teilnahme am EU-EH befreit. Außerdem hat die EU-Kommission einen weiteren *Opt-out*-Antrag der Niederlande genehmigt, der für 8 Anlagen gilt, die in anderen EU-Mitgliedstaaten nicht unter den Emissionshandel fallen. Weitere *Opt-out*-Anträge liegen bspw. vor für in Tschechien genehmigte JI-Projekte und für belgische Sicherheits- und Notaggregate für den Betrieb der Kernkraftwerke Doel und Tihange sowie für das Militär und den Gastransport.

14.2.4 Early action

Early action wird nur in wenigen Ländern mit einer *direkten Sonderregelung* begünstigt. Hierzu zählen Deutschland (Erfüllungsfaktor von 1 für 12 Jahre), Estland im Fall der Energiewirtschaft und Lettland bei Brennstoffsubstitution und der Verbesserung der Energieeffizienz. Darüber hinaus ist in Polen, Tschechien und Ungarn ein *Early action*-Bonus bzw. eine *Early action*-Reserve vorgesehen.

Andere EU-Mitgliedstaaten berücksichtigen *Early Action* durch *indirekte Sonderregelungen*. So bietet die Wahl einer frühen Basisperiode Unternehmen in Irland, Italien, Großbritannien, Luxemburg, Slowenien, Lettland, Estland, Litauen und Frankreich die Möglichkeit, ihre vergangenen Emissionsminderungen bei der Berechnung der historischen Emissionen auszuschließen, in dem die höheren Emissionen aus den Jahren vor der Verringerung der Emissio-

¹⁸⁹ Siehe Lettischer NAP, S. 14 (http://www.vidm.gov.lv/vide/doc/Lemis_plans.zip) und Genehmigung durch die EU-Kommission (http://europa.eu.int/comm/environment/climat/pdf/latvia_dec.pdf).

¹⁹⁰ Siehe Genehmigung durch die EU-Kommission (http://europa.eu.int/comm/environment/climat/pdf/austria_dec.pdf).

¹⁹¹ Siehe http://europa.eu.int/comm/environment/climat/pdf/uk_dec.pdf sowie <http://www.defra.gov.uk/environment/climatechange/trading/eu/nap/exclusion.htm> und http://europa.eu.int/comm/environment/climat/pdf/netherlands_dec.pdf.

nen angesetzt werden. Auch die Möglichkeit der Substitution eines Jahres in der Basisperiode mit einem früheren Jahr stellt eine Berücksichtigung von *Early action* dar. So können Unternehmen in Belgien (Brüssel) ein Jahr aus der Basisperiode von 2001-2003 mit einem Jahr aus 1990-2000 ersetzen. Eine weitere indirekte Möglichkeit der Anrechnung von *Early action* ist die Anwendung von Benchmarks für Bestandsanlagen. Sie ist z. B. in Österreich, den Niederlanden, Dänemark, Belgien (Wallonen) und Litauen erfolgt.

14.2.5 Auktionierung

Von der in der EU-Richtlinie vorgesehenen Option, maximal 5 % des ET-Budgets zu versteigern, haben nur vier EU-Mitgliedstaaten Gebrauch gemacht: Dänemark (5 %), Ungarn (2,5 %), Irland (0,75 %) und Litauen (mind. 1,5 %). Dabei werden die Einnahmen aus der Auktion zur Deckung der administrativen Kosten des EU-Emissionshandels genutzt (Irland, Litauen und teilweise auch Dänemark), in die Förderung emissionsmindernder Aktivitäten und von Erneuerbaren Energien investiert (Ungarn) oder nach Abzug der Transaktionskosten dem allgemeinen Haushalt zugeführt (Dänemark). Um die Höhe der erzielbaren Einnahmen zu verdeutlichen, sei hier Dänemark herausgegriffen, das als einziges Land die europaweit vorgegebene Obergrenze von 5 % ausschöpft (5% von 33,5 Mio. t CO_{2e}/a). Bei einem angenommenen Auktionspreis von 10 €/t CO₂ würden sich für Dänemark in der ersten Handelsperiode(2005-2007) jährliche Einnahmen von 16,75 Mio. € ergeben.

14.2.6 Neue Marktteilnehmer

Neuen Marktteilnehmern werden Emissionsberechtigungen kostenfrei – wie den Bestandsanlagen – allerdings aus einer Reserve zugeteilt. Die wenigen Länder, die einen Zukauf am Markt ursprünglich vorgesehen hatten (z. B. Österreich und Slowenien) passten sich den übrigen Ländern an. Diese indirekte Harmonisierung dürfte vor allem darauf zurückzuführen sein, dass die Mitgliedstaaten über die Neuemittentenregelung kein Investitionshemmnis im Vergleich mit anderen Mitgliedstaaten schaffen wollten, da die Neuemittentenregel die Standortwahl zwischen EU-Mitgliedstaaten beeinflussen kann.

Als Grundlage der kostenfreien Zuteilung dienen in der Regel Emissionswerte der Besten verfügbaren Technik (BvT). In einigen Mitgliedstaaten erfolgt die Zuteilung auf Basis von Benchmarks für bestimmte Produkte bzw. Produktgruppen (vgl. Kapitel 14.3). Neuanlagen sind im Normalfall – eine Ausnahme der Regelung bildet z. B. Spanien – von der Anwendung eines Erfüllungsfaktors befreit. Diese Befreiung gilt aber im Unterschied zu den in Deutschland vorgesehenen Regelungen nur für die erste Handelsperiode. Von der möglichen Ausnahme Deutschlands abgesehen, erfolgt in keinem EU-Mitgliedsstaat eine Ex-post-Korrektur der einmal zugeteilten Menge an Berechtigungen, für den Fall, dass die tatsächliche Aktivitätsrate von derjenigen abweichen sollte, die der Beantragung der Berechtigungen zugrunde lag. Portugal und Luxemburg, die eine solche Ex-post-Korrektur ursprünglich vorgesehen hatten, haben nach den entsprechenden Interventionen der Europäischen Kommission, die in Ex-post-Korrekturen einen Verstoß der Zuteilungskriterien (5) und (10) sieht, von einer solchen Regelung Abstand genommen.

14.2.7 Reserve

Für die Gratisvergabe an Neue Marktteilnehmer wurden Reserven gebildet – insgesamt ca. 110 Mio. t CO₂e/a – die vom Emissionshandelsbudget abgezogen wurden.¹⁹² Die Höhe der Reserve für Neue Marktteilnehmer schwankt in den einzelnen EU-Mitgliedstaaten zwischen 0,6 % (Deutschland) und 50 % des Emissionshandelsbudgets (Lettland). Es lässt sich feststellen, dass die Reserven kleiner Länder meist größer ausfallen und umgekehrt, da in kleinen Ländern durch die Ansiedlung einer größeren Anlage die Gefahr bestünde, die gesamte Reserve zu beanspruchen. Zum Teil haben sich die Mitgliedsländer für nach Sektoren unterteilte Neuanlagenreserven entschieden, so z. B. Österreich.

Die Verteilung der Emissionsberechtigungen aus der Reserve erfolgt meist derart, dass nur solange kostenlos EUAs ausgegeben werden, bis die Reserve leer ist. Wichtig ist in diesem Fall daher der Zeitpunkt der Anmeldung einer Neuanlage, denn diejenigen Betreiber, die ihre Neuanlagen als erste angemeldet haben, erhalten auch als erste Emissionsberechtigungen aus der beschränkten Reservemenge (*first-come-first-served*). Ist die Reserve zum Zeitpunkt der Anmeldung einer Neuanlage bereits ausgeschöpft, müssen Emissionsberechtigungen am Markt gekauft werden. Dieses Windhund-Prinzip wird von Belgien, Dänemark, Estland, Frankreich, Irland, Litauen, Malta, den Niederlanden, Österreich, Portugal, Slowakei, Slowenien, Spanien und Großbritannien angewendet. Dabei unterscheidet bspw. Österreich nach der Sektorzugehörigkeit der Neuanlagen, so dass z. B. eine Neuanlage aus dem Energiesektor zu kaufen müsste, wenn die für Anlagen des Energiesektors vorgesehene „Sektor“-Reserve bereits ausgeschöpft ist. Demgegenüber könnte aber eine sich zum gleichen Zeitpunkt anmeldende Neuanlage eines anderen Sektors noch kostenlos Berechtigung zugeteilt bekommen, so die Neuanlagenreserve für den entsprechenden Sektor noch nicht erschöpft ist. In analoger Weise ist in Österreich vorgesehen, dass im Falle von Anlagenstilllegungen nicht mehr ausgegebene Berechtigungen in die entsprechende Sektor-Reserve fließen.

Sollte sich die Reserve als zu klein erweisen, kaufen einige Mitgliedstaaten Berechtigungen auf dem Markt hinzu, um eine unbeschränkte kostenlose Zuteilung an Neue Marktteilnehmer zu gewährleisten (Deutschland, Finnland, Frankreich (Kann-Regel), Luxemburg (evtl. Kann-Regel), Italien, Polen). Eine andere gewählte Option ist die anteilige Reduktion der ausgegebenen EUA eines Jahres (z. B. Ungarn und Tschechien). In Zypern ist vorgesehen, dass im Falle der Unterdeckung der Reserve der NAP geändert wird. Im noch nicht abschließend genehmigten polnischen NAP ist als Kann-Regelung auch vorgesehen, dass eine Übertragung aus Nicht-Emissionshandelssektoren möglich ist.

Fällt die Reserve zu groß aus, wird der Überschuss entweder auf dem Markt verkauft (Österreich, Irland, Tschechien), eine anteilige Übertragung des Überschusses eines Jahres auf die Reserven für die folgende Perioden durchgeführt (Ungarn) oder die Berechtigungen gelöscht (Deutschland, Portugal). Die von den Niederlanden ursprünglich geplante Rückerstattung an

¹⁹² Die angeführte Schätzung basiert auf den in den ursprünglichen NAP vorgesehenen Reservehöhen, da die EU-Kommission in ihren Entscheidungen zu den NAP keine Angaben darüber gemacht hat, ob die Mitgliedstaaten die von der Kommission vorgeschriebenen Budgetkürzungen durch eine Reduktion an der Zuteilung für Bestandsanlagen oder eine Verminderung der vorgesehen Reserve vornehmen sollen.

die Bestandsanlagen wurde von der Kommission abgelehnt, so dass nun auch in den Niederlanden ein Verkauf oder Löschen des Reserveüberschusses erfolgen wird.

14.2.8 Prozessbedingte Emissionen

Dem geringen technischen Minderungspotential für prozessbedingte Emissionen wurden meist durch eine Ausnahme von der Anwendung eines Erfüllungsfaktors oder durch eine Berücksichtigung bei der Festlegung des Branchenbudgets Rechnung getragen.

14.2.9 KWK-Anlagen

Die beim *Grandfathering* auftretenden Nachteile von neuen bzw. zum Teil auch bestehenden KWK-Anlagen im Vergleich zu konventionellen Energieanlagen wurden entweder durch die Ausnahme von der Anwendung eines Erfüllungsfaktors auszugleichen versucht (z. B. Luxemburg, Spanien), oder es wurde eine extra Bonuszuteilung (z. B. Deutschland, Polen, Irland, Spanien) eingeführt. Dabei ist zum Teil vorgesehen, dass dieser Bonus nur KWK-Anlagen gewährt wird, die einen Mindestwirkungsgrad (von z. B. 65 % in Polen) erreichen. Um Anreize für Investitionen in neue KWK-Anlagen zu setzen, wurden zum Teil auch Doppel-Benchmarks festgelegt. Demnach erfolgt eine Zuteilung für Wärme und Strom, als wären diese separat erzeugt worden (z. B. Österreich, Deutschland, Niederlande). Die Rücklage eines speziellen Teils der Reserve für KWK-Anlagen stellt eine weitere Möglichkeit der gesonderten Berücksichtigung von KWK-Neuanlagen dar (z. B. Großbritannien, Belgien (Brüssel)). Daneben wurde auch von der Möglichkeit Gebrauch gemacht, eine eigene KWK-Kategorie zu schaffen und dafür ein großzügiges Sektorziel vorzusehen (z. B. Finnland). Des Weiteren wurde in einigen Ländern eine Kombination dieser verschiedenen Begünstigungsmöglichkeiten gewählt (z. B. Frankreich mit einer Bonusregelung und Ausnahme vom Erfüllungsfaktor). Es gibt aber auch EU-Mitgliedstaaten, die keine Sonderbehandlung von KWK-Anlagen vorsehen (z. B. Portugal, Slowakei, Malta, Lettland).

Zum Teil wird bei der Behandlung von KWK zwischen neuen und bestehenden KWK-Anlagen unterschieden. So gibt es bspw. in Litauen für bestehende KWK-Anlagen keine Sonderbehandlung, wohingegen neue KWK-Anlagen nach BAT-Benchmarks ausgestattet werden sollen. In Luxemburg ist nur für existierende KWK-Anlagen ein Erfüllungsfaktor von Eins festgeschrieben. Auch der Doppel-Benchmark in den Niederlanden gilt nur für bestehende Anlagen.

14.2.9.1 Stilllegungsregelung

Werden Anlagen stillgelegt, so geben die meisten Mitgliedstaaten keine weiteren Emissionsberechtigungen aus. Lediglich in den Niederlanden stehen den stillgelegten Anlagen die ihnen allozierten Emissionsberechtigungen für die gesamte erste Handelsperiode zur Verfügung.¹⁹³

¹⁹³ Siehe Niederländischer NAP, S. 41 (<http://www.novem.nl/default.asp?documentId=114203>).

Der Begriff Stilllegung ist dabei in den meisten Mitgliedstaaten nicht spezifiziert worden. In einigen Mitgliedstaaten wurde eine bestimmte Emissionsschwelle definiert, ab der von einer Stilllegung ausgegangen wird. Beispielsweise müssen die Emissionen weniger als 10% der zugeteilten Berechtigungen oder der Emissionen in der zuvor bestimmten Referenz- oder Basisperiode ausmachen. Manche Staaten regeln die Stilllegung über die Gültigkeit der Emissionszulassung. So erhalten in Schweden EH-Anlagen so lange Emissionsberechtigungen, wie ein gültiges CO₂-Permit vorliegt.

Die aufgrund von Anlagenstilllegungen ab dem der Meldung folgenden Jahr im Emissionshandelsbudget frei werdenden EU-Berechtigungen werden häufig in die Neuanlagenreserve eingespeist (z. B. UK). Dabei fließen bspw. in Österreich Berechtigungen einer stillgelegten Anlage eines bestimmten Sektors in denjenigen Teil der Neuanlagenreserve, der für diesen Sektor vorgesehen ist. Eine andere gewählte Variante ist die Löschung der Berechtigungen aus stillgelegten Anlagen (z. B. in Tschechien).

14.2.9.2 Übertragungsregelung

Knapp die Hälfte der Mitgliedstaaten ermöglicht eine Übertragung der Emissionsberechtigungen von Alt- auf Ersatzanlagen (z. B. Österreich, Finnland, Griechenland, Ungarn, Italien, Luxemburg, Polen, Portugal und Slowenien). Allerdings ähnelt lediglich die ungarische Übertragungsregelung der in Deutschland vorgesehenen vierjährigen Übertragung der Emissionsberechtigungen stillgelegter Anlagen auf Ersatzanlagen.¹⁹⁴ In Polen ist zwar vorgesehen, dass bei Übernahme stillgelegter Produktionskapazitäten die Ersatzanlage eine Zuteilung gemäß der historischen Emissionen der Altanlage erhalten kann, allerdings ist hierfür keine Zeitdauer spezifiziert.¹⁹⁵ Eine Ersatzanlage muss bspw. im Fall von Österreich denselben Betreiber wie die Altanlage haben. Auch ist dort eine Übertragung von Berechtigungen zwischen Bestandsanlagen bei Erfüllung bestimmter Auflagen möglich. Als weiteres Beispiel sei Großbritannien erwähnt, wo die Übertragung von Berechtigungen zwischen zwei Anlagen desselben Betreibers innerhalb einer Handelsperiode dann zulässig ist, wenn sie dem gleichen Sektor zuzuordnen sind. Voraussetzung für die Übertragung ist, dass die Anlagen vergleichbare Produkte herstellen (identischer 3-Steller für SIC-Code), die übertragende Anlage ihren Betrieb einstellt und mindestens 50% der Produktionsmenge der übertragenden Anlage auf die Empfängeranlage übergehen. Diese Übertragungsregel gilt allerdings nicht für den Energiesektor. Übertragen wird diejenige Menge an Emissionsberechtigungen, die der übertragenden Produktionsmenge entspricht. Im Gegensatz zu den hier angeführten Übertragungsregeln gibt es auch einige Länder, wie z. B. die Niederlande,¹⁹⁶ in denen keine Übertragungsoption existiert.

¹⁹⁴ Siehe Ungarischer NAP, S. 28.

¹⁹⁵ Siehe Polnischer NAP, S. 40 f. (http://www.mos.gov.pl/mos/publikac/national_allocation/KPRU_english_10.09.04doUE.pdf).

¹⁹⁶ Siehe Niederländischer NAP, S. 41 (<http://www.novem.nl/default.asp?documentId=114203>).

14.3 Benchmarks für Neuanlagen

In diesem Abschnitt wird dargelegt, in welchen EU-Mitgliedstaaten eine Zuteilung für Neuanlagen auf Basis von Benchmarks zur Anwendung kommt, in welchen Bereichen Benchmarks vorgesehen sind, auf welcher Basis sie gebildet werden und wie sich diese Werte von denjenigen unterscheiden, die in Deutschland in der ersten Zuteilungsperiode angewendet werden. Als Informationsgrundlage dienten die Nationalen Allokationspläne und, soweit verfügbar, spezielle Hintergrunddokumente aus den einzelnen Mitgliedstaaten.

14.3.1 Anwendung von Benchmarks nach Staaten und Sektoren

Zunächst gilt es festzuhalten, dass von den EU-25 Mitgliedstaaten zehn Staaten eine Zuteilung für Neuanlagen über Benchmarks vorsehen. Dies sind Deutschland (DE), Dänemark (DK), Frankreich (F), Finnland (FIN), Italien (IT), Litauen (LIT), Schweden (SWE) und United Kingdom (UK). Estland und Ungarn planen ebenfalls Benchmarks, haben diese aber noch nicht konkretisiert. Aus Tabelle 14-5 wird deutlich, dass Benchmarks vor allem im Sektor Energiewirtschaft verwendet werden.

Benchmarks gelten einheitlich für bestimmte Produkt- oder Prozessgruppen und orientieren sich typischerweise entweder am Durchschnitt der bestehenden Anlagen (Durchschnittsbenchmarks) oder am Stand der Technik (BVT-Benchmarks).

Im Industriesektor sind im NAP festgelegte Benchmark-Werte je nach Land meist nur für einzelne Branchen vorgesehen. Typischerweise sind dies die prozesswärmeintensiven Branchen der Zement-, Ziegel- und Glasproduktion. Der überwiegende Teil der neuen Industrieanlagen erhält jedoch selbst in denjenigen Ländern, in denen für bestimmte Produkt- oder Prozessgruppen Benchmarks gebildet wurden, eine individuelle anlagenspezifische Zuteilung auf Basis von besten verfügbaren Technologien (BVT). Einzig Dänemark hat für sämtliche relevanten Industriebranchen im NAP Benchmarkwerte festgelegt.

Die 15 weiteren EU-Länder nehmen die Zuteilung für Neuanlagen über BVT-Emissionswerte vor.¹⁹⁷ Viele der Mitgliedstaaten – speziell die kleineren – haben dabei ihre BVT-Angaben nicht in den NAP oder anderen gesetzlichen Regelungen veröffentlicht. Sie beschränken sich darauf, diese später festzulegen oder von den Anlagenbetreibern vorgeschlagen zu bekommen, falls Unternehmen in einem Sektor investieren wollen.

14.3.2 Typisierung verwendeter Benchmarks

Die konkrete Ermittlung und Anwendung der Benchmarks ist in den einzelnen Ländern sehr unterschiedlich. Als Bezugsgrößen für die spezifischen Emissionswerte wurden in der Regel Produktionsmengen homogener Produktgruppen verwendet. Hierbei ist anzumerken, dass der Begriff homogene Produktgruppe nicht definiert ist. In der Regel wurden homogene Produktgruppen in der Diskussion zwischen den Entscheidungsträgern der NAP gebildet. Daher fal-

¹⁹⁷ Für Griechenland lagen bei Redaktionsschluss noch keine Angaben vor.

len sie von Land zu Land unterschiedlich aus. Anhaltspunkt für solche Produktgruppen ist beispielsweise die NACE. Die Zuteilungsmenge ergibt sich grundsätzlich aus der Multiplikation des Benchmarks mit der projizierten Produktion. Betreiber von Neuanlagen, deren spezifischen Emissionen unter dem festgelegten Benchmark liegen, verfügen bei gleicher Produktionsmenge wie projiziert über überschüssige Berechtigungen. Umgekehrt verfügen Betreiber von Anlagen, deren spezifischen Emissionen über dem Benchmark liegen, über weniger Berechtigungen als zur Deckung der Emissionen notwendig. In Dänemark hingegen basieren die Benchmarks auf der Anlagenkapazität und sind unabhängig von der Produktion. Grundsätzlich lassen sich fünf verschiedene Arten von Benchmarks unterscheiden, die in den neun Benchmark-Staaten zur Anwendung kommen:

- *Spezifische Werte pro Produkteinheit:* Hierbei handelt es sich um Emissionswerte pro Produkteinheit, die unabhängig vom Energieträger und der eingesetzten Technologie gelten. Die Werte wurden in der Regel auf nationaler Ebene gebildet, indem Durchschnittswerte homogener Produktgruppen gebildet wurden. So sind z.B. die deutschen Benchmarkwerte für Glas und Ziegel zustande gekommen.
- *Spezifische energieträgerabhängige Werte pro Produkteinheit:* Hinter diesen Benchmarks verbirgt sich eine energieträgerabhängige Ermittlung der Benchmarkwerte. Es wird pro Energieträger ein Benchmarkwert für eine homogene Produktgruppe angegeben. Beim Einsatz mehrerer Energieträger wird die Zuteilung berechnet, indem die Anteile der eingesetzten Energieträger mit dem jeweiligen Benchmarkwert multipliziert und dann addiert werden. Als Beispiel hierfür ist der Benchmark in der deutschen Stromproduktion zu nennen, auch wenn es sich nicht um diskrete Werte, sondern um einen Wertebereich handelt. Der zugrunde liegende Gedanke war, die unterschiedliche CO₂-Intensität der energieträger in der Produktion zu berücksichtigen.
- *Technikspezifische Werte pro Produkteinheit:* Hierbei werden nicht nur die Produkte sondern auch der Produktionsprozess berücksichtigt. So werden z.B. bei der Zementklinkerherstellung in Deutschland je nach Anzahl der eingesetzten Zykline unterschiedliche Benchmarks pro Tonne produziertem Zementklinker vorgegeben.
- *Materialspezifische Werte pro Produkteinheit:* Bei materialspezifischen Benchmarks werden die unterschiedlichen Eigenschaften der Rohmaterialien in der Produktion berücksichtigt. So wird z.B. der Feuchtigkeitsgrad des zu brennenden Rohzements zur Bestimmung des Benchmarks berücksichtigt (Großbritannien).
- *Kapazitätsbezogene Benchmarks:* Hierbei handelt es sich nicht um spezifische Werte pro Produkteinheit, weil die Zertifikate nur anhand der Leistung vergeben werden. Zwar wurden bei der Bestimmung der Höhe dieser kapazitätsbezogenen Zertifikate spezifische Benchmarks pro Produkteinheit herangezogen. Jedoch muss ein Produzent, der oberhalb eines solchen Wertes liegt, nicht automatisch Zertifikate hinzukaufen, falls er seine jährliche Produktionszeit entsprechend verkürzt. Im Extremfall kann er auch gar nicht produzieren und alle Zertifikate am Markt verkaufen.

14.3.3 Länderspezifische Besonderheiten

Da es keine standardisierte Vorgehensweise für die Festlegung von Benchmarks gibt, spiegeln sich länderspezifische Besonderheiten praktisch in allen Benchmarkwerten wider. Wie weiter unten (Kapitel 14.3.4 Benchmarks im Ländervergleich) veranschaulicht, ist es nur in Einzelfällen möglich, die national ermittelten Benchmarkwerte miteinander zu vergleichen. Im Folgenden werden einige dieser Besonderheiten exemplarisch illustriert.

Eine Besonderheit stellen die deutschen Benchmarks für die Strom-, Warmwasser- und Prozesswärmeerzeugung dar, für die Maximal- und Minimalwerte vorgegeben wurden. Innerhalb dieser vorgegebenen Maximal- und Minimalwerte erfolgt die Zuteilung nach BVT. Innovationsanreize, die ja gerade durch Benchmarks ausgelöst werden sollen, ergeben sich durch diese Regelung beispielsweise der Stromerzeugung höchstens für gas- und braunkohlebefeuerte Anlagen. Auf der einen Seite könnten sehr effiziente gasbefeuerte Kraftwerke einen CO₂-Ausstoß unter 365 CO₂/kWh erreichen, so dass die im Vergleich zum Benchmark nicht benötigten Emissionsrechte verkauft werden könnten. Auf der anderen Seite bestehen für braunkohlebefeuerte Kraftwerke Anreize, einen spezifischen Emissionswert zu erzielen, der möglichst nahe am vorgegebenen Maximalwert liegt, so dass weniger Zertifikate am Markt zugekauft werden müssen.

Schweden fördert den Einsatz von KWK durch eine Erhöhung der CO₂-Zuteilung. Produziert eine KWK-Anlage beispielsweise eine kWh Strom und eine kWh Wärme, so erfolgt die Zuteilung als ob die Anlage 1,43 kWh Strom (10/7) und 0,57 kWh (4/7) Wärme produziert hätte. Das bedeutet, dass Strom mit dem Faktor 2,5 gewichtet wird. Dies führt zu einer höheren Zertifikatzuteilung, weil pro kWh Strom Zertifikate über 265 g CO₂ und für Wärme über 83 g CO₂ ausgegeben werden.

Weitere Unterschiede in der Anwendung der Benchmarks gibt es hinsichtlich der Produktgruppe n, die einem Benchmarkwert unterliegen. Während Dänemark¹⁹⁸ beispielsweise für alle 28 bedeutenden Industriebranchen kapazitätsbezogene Benchmarkwerte vorgegeben hat, gibt es in Schweden nur Benchmarks für Anlagen zur Energieumwandlung (Strom, Wärme), wenn diese zu Betrieben des Industriesektors zählen, oder KWK-Anlagen sind. Anlagen der getrennten Strom- und Wärmeerzeugung im Energiesektor müssen Rechte am Markt erwerben. (siehe Tabelle 14-4).

Tabelle 14-4: Art der Zuteilung für Neuanlagen in Schweden

| Sektor | Produktion | Zuteilung |
|-----------------|----------------------------|-----------|
| Energiesektor | KWK | Benchmark |
| | Sonstige Energieproduktion | Markt |
| Industriesektor | Energieproduktion | Benchmark |
| | Güterproduktion | BAT |

Großbritannien wiederum gibt für 18 Branchen energieträgerbezogene Benchmarks vor, wobei anzumerken ist, dass häufig als einziger Brennstoff Erdgas zur Berechnung anzusetzen ist. Für viele Bereiche werden einzelne Produktgruppen unterschieden. Bei der Zement- und Zie-

¹⁹⁸ Dänemark verfügt auf Grund seiner Umweltgesetzgebung über eine langjährige Erfahrung mit Benchmarks.

gelherstellung sind material- und technikspezifische Benchmarks vorgesehen. Um die daraus resultierende große Vielfalt an möglichen Benchmarks handhabbar zu machen, hat wurde in Großbritannien ein elektronisches Kalkulationsverfahren für die Unternehmen zum Download ins Internet gestellt.

14.3.4 Benchmarks im Ländervergleich

Tabelle 14-5 listet alle Länder und deren Sektoren auf, in denen es Benchmarks für Neuanlagen gibt. Ungarn und Estland, die ebenfalls Benchmarks verwenden, sind nicht in der Tabelle aufgeführt, da für diese Länder die Werte noch nicht verfügbar waren. In Ungarn ist eine Gesetzesvorlage geplant. Estland hat in seinem Allokationsplan bisher keine konkreten Werte angegeben, als Benchmark soll aber der geringste spezifische Emissionswert einer vergleichbaren Technologie, die in Estland in den letzten fünf Jahren eingesetzt wurde, zum Tragen kommen.

Hinsichtlich der in Tabelle 14-5 genannten Staaten ist zu bemerken, dass die Unterteilung als auch die Anzahl der Produkte, die Benchmarks unterliegen, variiert. Es ist zu berücksichtigen, dass viele der Werte nicht direkt vergleichbar sind, weil unterschiedliche Abgrenzungen der Produktgruppen existieren (produktspezifisch und produktionsspezifisch) und teilweise prozessbedingte Emissionen mit aufgenommen wurden. So ist beispielsweise vor einem Vergleich zu prüfen, inwieweit Produktgruppen überhaupt identisch sind. So ist unter Zement in einigen Fällen Zementklinker und in anderen Fällen gemahlener Zement gemeint. Bei Ziegeln ist de facto kein Vergleich möglich, da diese Produktgruppe sehr heterogen ist. Die Produktpalette reicht vom Pflasterstein bis zum Dachziegel. Einige Länder unterscheiden hier überhaupt nicht, andere Länder führen verschiedene Unterkategorien ein.

Neben den unterschiedlichen Benchmarks auf Grund der voneinander abweichenden Aufteilung in den einzelnen Ländern (z.B. Deutschland: vier Ziegeltypen, Dänemark: ein Ziegeltyp), gibt es noch eine Reihe weiterer Gründe für abweichende Werte. Dies kann in technisch andersartige Produktionsverfahren sowie unterschiedliche Anlagengrößen begründet liegen. Tabelle 14-6 enthält einen Überblick einiger Länder, der den Sachverhalt verdeutlicht und die Gründe hierfür nennt (Fußnoten der Tabelle).

Tabelle 14-5: Benchmarks in den einzelnen Ländern

| | | Land | | | | | | | |
|--|------------------------|-------------|------------|-------|-----|---------------|--------|-----------|--------------------------|
| Produkt | Einheit | DE | DK | F | FIN | IT | LIT | SWE | UK |
| Strom (Nettoerzeugung) | g CO ₂ /kWh | 365 bis 750 | 342 | 900 | k | 396 bis 1.531 | k | 265 | 376 bis 403 ¹ |
| Warmwasser | g CO ₂ /kWh | 215 bis 290 | | 266 | k | | k | 83 | 236 |
| Prozessdampf | g CO ₂ /kWh | 225 bis 345 | | | | | | | |
| KWK (Warmwasser) | g CO ₂ /kWh | 345 | 70 | | | | | bis zu 83 | 236 |
| KWK (Prozessdampf) | g CO ₂ /kWh | 345 | | | | | | | |
| Zement 3 Zyklone | g CO ₂ /kg | 315 | 871, 1.235 | 656 | k | | k1, k2 | | 290 bis 370 |
| Zement 4 Zyklone | g CO ₂ /kg | 285 | | | | | | | |
| Zement 5 und 6 Zyklone | g CO ₂ /kg | 275 | | | | | | | |
| Flachglas | g CO ₂ /kg | 280 | 282 | 647 | | | k1, k2 | | 240 |
| Behälterglas | g CO ₂ /kg | 510 | | | | | | | 460 |
| Vormauerziegel | g CO ₂ /kg | 115 | 689 | 181 | k | | | | 460 |
| Hintermauerziegel | g CO ₂ /kg | 68 | | | | | | | |
| Dachziegel (U-Kassette) | g CO ₂ /kg | 130 | | | | | | | 100 bis 300 |
| Dachziegel (H-Kassette) | g CO ₂ /kg | 158 | | | | | | | |
| Kalk | g CO ₂ /kg | | 1.000 | 1.021 | | | k | | 785 bis 913 |
| Keramik | g CO ₂ /kg | | 165 | 540 | | | k | | |
| Zellulose | g CO ₂ /kg | | 34 | 374 | k | | k | | |
| Papier (auch Recycling) | g CO ₂ /kg | | 459 | | | | k | | |
| Stahl | g CO ₂ /kg | | | 1.116 | | | k | | 1.670 |
| Roheisen | g CO ₂ /kg | | 47 | | | | | | |
| Raffinerien | g CO ₂ /kg | | | 217 | k | | | | 100 bis 500 |
| verschiedene Lebensmittelbereiche | g CO ₂ /kg | | X | | | | | | |

1) Der maximal mögliche Wert von 1.008 g CO₂/kwh ist nur auf Antrag genehmigungsfähig

Dänemark: Die angegebenen Kapazitätsbenchmarks wurden mit Hilfe der Jahresnutzungsstunden, soweit diese im dänischen NAP verfügbar sind, in produktbezogenen Emissionswerte umgerechnet.

Finnland und Litauen: Werte nicht berechenbar, da keine spezifischen Daten zum Energieverbrauch (Finnland) bzw. zu Normlaufzeiten (Litauen) vorlagen.

k: kapazitätsbezogener Wert

X: branchenspezifische Werte

Tabelle 14-6: Länderbenchmarks im Vergleich zu Deutschland

| Produkt | Land | | | | |
|--------------------------------|-------------------------|----------------------------|---------------------------|------------------|------------------------------|
| | Einheit | DE | DK | F | UK ¹ |
| Strom (S) | g CO ₂ /kWh | 365 - 750 | 342 ⁸ | 900 | 376 - 403 ³ |
| Warmwasser (WW) | g CO ₂ /kWh | 215 - 290 | 205 ⁶ | 266 ⁹ | 236 |
| Prozesswärme (PW) | g CO ₂ / kWh | 225 - 345 | 205 ⁶ | | 236 |
| KWK | g CO ₂ / kWh | S: 365 – 750 | S: 342 ⁶ | - | 264 |
| | | WW: 215 - 290 | WW: 70 ⁶ | | ($\eta_{\text{Ges}}=80\%$) |
| Zement | kg CO ₂ /kg | 275, 285, 315 ² | 871, 1.235 ^{7,8} | 656 | 290 - 370 |
| Behälterglas | kg CO ₂ /kg | 510 | 282 ⁸ | 647 | ≈ 500 ⁴ |
| Flachglas | kg CO ₂ /kg | 280 | | | 240 |
| Dachziegel (U-Kassette) | kg CO ₂ /kg | 130 | 165 ⁸ | 181 | 460 |
| Dachziegel (H-Kassette) | kg CO ₂ /kg | 158 | | | |
| Hintermauerziegel | kg CO ₂ /kg | 68 | | | 100 - 330 ⁵ |
| Vormauerziegel | kg CO ₂ /kg | 115 | | | |

Dänemark: Die angegebenen Kapazitätsbenchmarks wurden mit Hilfe der Jahresnutzungsstunden, soweit diese im dänischen NAP verfügbar sind, in produktbezogenen Emissionswerte umgerechnet.

- 1) Werte enthalten auch prozessbedingte Emissionen 2) abhängig von der Anzahl der Zykclone
 3) Der maximal mögliche Wert von 1.008 g CO₂/kWh ist nur auf Antrag genehmigungsfähig
 4) bei kleinen Anlagen auch deutlich höher 5) auch andere Ziegeltypen 6) kg CO₂/kW (Kapazität)
 7) Zementklinker, Zement 8) umgerechnet in g CO₂/kg Produkt 9) Fernwärme.

Dänemark fällt aus einer Vergleichsbetrachtung insofern heraus, als dort kapazitätsbezogene Benchmarks angegeben sind. Zwar lassen sich – wie für die Einträge in Tabelle 14-5 und Tabelle 14-6 – diese Werte unter Annahmen zur Auslastung in produktbezogene Emissionswerte umrechnen, aber kapazitätsbezogene Benchmarks bieten größere unternehmerische Handlungsspielräume, weil sie nicht an die tatsächliche Produktion gebunden sind.

Selbst bei einer so homogenen Produktion wie der Wärmeerzeugung unterscheiden sich die Benchmarks der einzelnen Länder erheblich (siehe Tabelle 14-7). Mit Ausnahme von Schweden ist zwar die Größenordnung der Benchmarks identisch, doch auch hier gibt es Unterschiede zwischen 5 % und 30 % bei den einzelnen Werten (Finnland 200 g CO₂/kWh, Frankreich 266 g CO₂/kWh). In Schweden begünstigt der Wert von 83 g CO₂ pro kWh Wärme KWK-Anlagen und regenerativen Energieträger.

Tabelle 14-7: Benchmarks für Wärmeerzeugung im Vergleich

| Land | Benchmarktyp | Produkt | Benchmark [g CO ₂ /kWh]* [kg CO ₂ /kW] |
|------|-------------------------|----------------|--|
| DE | energieträgerspezifisch | Warmwasser | 215 – 290 |
| | | Prozessdampf | 225 – 345 |
| DK | kapazitätsbezogen | Wärme (KWK) | 350* |
| | | Wärme (Kessel) | 205* |
| F | produktspezifisch | Fernwärme | 266 |
| FIN | energieträgerspezifisch | Wärme | 200 – 267 |
| LIT | produktspezifisch | Wärme | 231 |
| | kapazitätsbezogen | Prozesswärme | 924* |
| SWE | produktspezifisch | Wärme | 83 |
| UK | nur Erdgas | Wärme | 236 |

Bei einem Vergleich der Benchmarks ist auch die unterschiedliche Handhabung der *prozessbedingten Emissionen* zu beachten. So erfolgt bei den kapazitätsbezogenen Benchmarkwerten in Dänemark keine Unterscheidung zwischen energiebedingten und prozessbedingten Emissionen. Die fehlende Unterscheidung wird damit begründet, dass die Wirkung der Emissionen unabhängig von ihrer Verursachung ist. In Deutschland oder Großbritannien hingegen werden die prozessbedingten Emissionen gesondert ausgewiesen, d. h. die genannten Benchmarkwerte gelten nur für die energiebedingten Emissionen. Im Fall von Deutschland, das hier ebenfalls unterscheidet, bedeutet das, dass die Zuteilung der Berechtigungen für prozessbedingte Emissionen anders als bei den energiebedingten Emissionen immer zu 100% der projizierten Emissionen stattfindet.

14.3.5 Fazit und Ausblick

Insgesamt ist festzuhalten, dass über ein Drittel der EU 25 Staaten Benchmarks für die Zuteilung für Neuanlagen vorsehen. Bei den Anwendungsbereichen ist eine Dominanz im Sektor Energie festzustellen. Eine mögliche Erklärung dafür liegt zum einen darin, dass die Bildung von Benchmarks im Energiesektor dadurch erleichtert wird, dass die Produkte vergleichsweise homogen sind bzw. relativ leicht homogene Gruppen (über eingesetzte Brennstoffe oder Anlagentypen) gebildet werden können. Zum anderen steht der Energiesektor aufgrund der Leitungsgebundenheit vergleichsweise weniger im internationalen Wettbewerb als die meisten Industriesektoren. Aus Sicht der Politik könnte daher für einzelne Anlagen im Energiebereich eine Minderzuteilung über Einheits-Benchmarks im Vergleich zu einer alternativen Zuteilung auf Basis von Benchmarks, die nach Brennstoffen oder Prozessen differenziert sind, erfolgen.

Ein Länder-Vergleich der Benchmarks für (scheinbar) gleichartige Produkte oder Produktgruppen zeigt, dass die einzelnen Werte sehr stark variieren. Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich die verwendeten Methoden zur Ermittlung der Werte¹⁹⁹ und die Typisierung einzelner Produktgruppen zum Teil stark unterscheiden. Auch die Behandlung der prozessbedingten Emissionen ist – von Unterschieden in der Definition prozessbedingter Emissionen ganz zu schweigen (vgl. Kapitel 9.3.) – nicht einheitlich. Die Unterschiede weisen auch auf Schwierigkeiten hin, die bei einer möglichen zukünftigen Harmonisierung der Benchmarks für Neuanlagen zu überwinden wären.²⁰⁰

In Bezug auf die Innovationsanreize, die ja gerade durch eine Zuteilung nach Benchmarks ausgelöst werden sollen, spielt die eigentliche Höhe des Benchmarks keine Rolle.²⁰¹ In Deutschland erfolgt allerdings, wie in den meisten anderen Staaten auch, für die einzelnen Produkte oder Produktgruppen eine Differenzierung der Benchmarks nach Brennstoffen oder einzelnen Technologien, die im Extremfall sogar zur Anwendung eines eigenen Emissionswertes für jede einzelne Anlage führen kann. Bei Anwendung differenzierter Benchmarks ist nur mit Investitionen in die effizienteste Technologie innerhalb einer Benchmarkgruppe (z. B. pro Energieträger) zu rechnen und nicht notwendigerweise in die emissionsärmste verfügbare Technologie per se. Unter Innovationsaspekten sind diese Differenzierung der Benchmarks für zukünftige Handelsperioden zu überdenken und einheitliche, technologie- und brennstoffunabhängige Benchmarks anzustreben.

Aber auch eine zu starke Untergliederung nach Produkten oder Prozessen widerspricht dem Effizienzgedanken. Bei produkt- bzw. prozessspezifischen Benchmarks besteht der Anreiz, innerhalb der vorgegebenen Benchmark-Gruppen zu optimieren, das absolute Optimum wird in der Regel aber verfehlt. Daher ist bei der Bildung der Benchmark-Gruppen ein möglichst hoher Aggregationsgrad anzustreben.

Wenngleich das Spektrum von Benchmarkanwendungen bei der Neuanlagenzuteilung in Deutschland vergleichsweise groß ist, wäre zu prüfen, inwiefern auf Basis der Anwendungen und Erfahrungen in anderen Mitgliedsstaaten die Benchmarkregelungen in Deutschland modifiziert und ggf. ausgeweitet werden sollten.

¹⁹⁹ Benchmarks auf Basis nationaler oder internationaler Werte, Höhe der Benchmarks (Durchschnittswerte aller Anlagen oder beispielsweise nur der besten 10 % der Anlagen), Berücksichtigung prozessbedingter Emissionen, kapazitätsbezogene Benchmarks, Sonderregelungen für einzelne Technologien (z.B. KWK).

²⁰⁰ Auch bei einer EU-weiten Harmonisierung der Benchmarks ist aufgrund der unterschiedlichen nationalen Emissionsziele, Zielerreichungsgrade oder anderer nationaler Rahmenbedingungen nicht zwingend damit zu rechnen, dass identische Anlagen in verschiedenen Ländern dieselbe Zuteilungsmenge erhalten. Neben der Höhe der Benchmarks spielt darüber hinaus auch die für die Berechnung der Zuteilungsmengen relevante Höhe der Aktivitätsgrößen (z.B. Annahmen über Anlagenauslastung) oder anzuwendende Erfüllungsfaktoren eine Rolle.

²⁰¹ Der Gewinn hängt hingegen sehr wohl von der Höhe des Benchmarks ab: je anspruchsvoller die Benchmarks, desto niedriger ist der Gewinn. Die Höhe der Zuteilung für Neuanlagen beeinträchtigt daher durchaus die Entscheidung, ob und ggf. in welchem Staat eine neue Investition durchgeführt wird.

14.4 Mengengerüste (Öko-Institut)

Die Allokation der Emissionsrechte für die Pilotphase war Ende Mai 2005 weitgehend abgeschlossen. Bei ihrer Analyse der Nationalen Allokationspläne hat die Kommission teilweise deutliche Reduzierungen der Zuteilungen durchgesetzt, wenn sie den Mitgliedsländern gegenüber darstellen konnte, dass die Kriterien des Anhangs III der Richtlinie nicht adäquat angewendet wurden.

Absolut betrachtet war die Reduzierung beim polnischen NAP mit -47 Mio. EUA/a (-16,5 %), beim italienischen NAP mit -23 Mio. EUA/a (-9 %) und beim NAP der Tschechischen Republik mit -10 Mio. EUA/a (-9,5 %) am größten (Tabelle 14-8). Relativ betrachtet war die von der Kommission durchgesetzte Reduzierung der Zuteilungen vor allem bei den kleineren neuen Mitgliedstaaten recht groß: Lettland -29 % (-1,9 Mio. EUA/a), Slowakische Republik -14 % (-5 Mio. EUA/a), Estland -12,5 % (-2,7 Mio. EUA/a) und Litauen -9,5 % (-1,3 Mio. EUA/a).

In Tabelle 14-8 sind die von der Kommission akzeptierten jährlichen Zuteilungsmengen für die Pilotphase zusammengestellt. Die Daten stammen entweder aus den von den Mitgliedstaaten vorgelegten Nationalen Allokationsplänen oder – im Fall einer von der Kommission verfügbaren Anpassung – aus den Entscheidungen der Kommission über den jeweiligen NAP. In einzelnen Fällen – z.B. bei Frankreich – basieren die Daten der Tabelle 14-8 auf zusätzlichen Informationen der Kommission, die im Rahmen der Arbeitsgruppe III des so genannten Überwachungssystems²⁰² bekannt gegeben wurden. Im Falle Frankreichs war das notwendig, weil die Kommission den NAP nur unter der Auflage genehmigt hat, dass Frankreich statt der engen die mittlere Anlagendefinition (Abschnitt 14.1) zur Grundlage seiner Zuteilung macht. Dementsprechend wurde Frankreichs Zuteilungsmenge von ursprünglich 125,2 Mio. EUA/a auf 156,5 Mio. EUA/a erhöht, was jedoch in der Kommissionsentscheidung zu Frankreich noch nicht dokumentiert ist. Da die Kommission aber in ihrer Entscheidung auch gefordert hatte, dass die ursprüngliche Allokation um 1,2 % bzw. 1,5 Mio. EUA/a reduziert wird, wurde in Tabelle 14-8 aus Konsistenzgründen der Wert für die ursprünglich beantragte Allokation Frankreichs entsprechend korrigiert.

Insgesamt werden also für die EU-25 fast 2,2 Mrd. EUA pro Jahr in der Pilotphase zugeteilt. Fast ein Viertel der Emissionsrechte werden Anlagen in Deutschland zugeteilt, mehr als in allen neuen Mitgliedstaaten und mehr als doppelt so viel wie in Großbritannien. Rund ein Fünftel der Emissionsrechte entfällt auf die neuen Mitgliedstaaten während vier Fünftel in den alten Mitgliedstaaten zugeteilt werden.

²⁰² Entscheidung Nr. 280/2004/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 11. Februar 2004 über ein System zur Überwachung der Treibhausgasemissionen in der Gemeinschaft und zur Umsetzung des Kyoto-Protokolls, Abl. L 49, vom 19.2.2004, S. 1.

Tabelle 14-8 Eckdaten der Nationalen Allokationspläne der EU-Mitgliedstaaten

| | Emissionen in der länderspezifischen Basisperiode | Emissions- projektion 2006 | Hypothetisches Emissionsziel 2006 | Intendierte Nutzung der flexiblen Kyoto- Mechanismen 2008 - 2012 | Ursprünglich beantragte Allokation 2005 - 2007 | Genehmigte Allokation 2005 - 2007 | Kürzung der Allokation durch die Kommission | |
|----------------|---|----------------------------------|---|--|---|---|---|---------------|
| | Mio. t CO ₂ -Äqu./a | | | Mio. CER+ERU/a | Mio. EUA/a | | v.H. | |
| EU-25 | 2.084,2 | 2.267,6 | 2.116,1 | 134,8 | 2.288,7 | 2.190,8 | -98,0 | -4,3% |
| EU-15 | 1.676,6 | 1.783,0 | 1.624,0 | 134,8 | 1.769,2 | 1.739,1 | -30,1 | -1,7% |
| Belgien | 63,0 | 64,0 | 59,8 | 8,2 | 63,6 | 62,9 | -0,7 | -1,1% |
| Dänemark | 30,9 | 39,3 | 27,8 | 3,7 | 33,5 | 33,5 | | |
| Deutschland | 501,0 | 491,1 | 493,9 | | 499,0 | 499,0 | | |
| Finnland | 36,2 | 46,9 | 34,8 | | 45,5 | 45,5 | | |
| Frankreich | 141,1 | 163,8 | 142,8 | | 158,4 | 156,5 | -1,9 | -1,2% |
| Griechenland | 70,1 | 76,0 | 70,6 | | 74,4 | 74,4 | 0,0 | 0,0% |
| Großbritannien | 245,9 | 247,2 | 250,1 | | 245,4 | 245,3 | -0,1 | 0,0% |
| Irland | 20,9 | 23,0 | 19,7 | 3,7 | 22,5 | 22,3 | -0,2 | -0,8% |
| Italien | 224,0 | 244,5 | 204,9 | 69,2 | 255,5 | 232,5 | -23,0 | -9,0% |
| Luxemburg | 2,9 | 3,7 | 2,7 | 3,0 | 3,5 | 3,4 | -0,2 | -4,4% |
| Niederlande | 89,5 | 101,7 | 86,4 | 20,0 | 98,3 | 95,3 | -3,0 | -3,1% |
| Österreich | 30,2 | 34,8 | 26,5 | 7,0 | 33,2 | 33,0 | -0,2 | -0,6% |
| Portugal | 36,6 | 38,9 | 34,8 | | 38,9 | 38,2 | -0,7 | -1,8% |
| Schweden | 20,2 | 26,6 | 21,2 | | 22,9 | 22,9 | | |
| Spanien | 164,1 | 181,6 | 148,1 | 20,0 | 174,6 | 174,4 | -0,2 | -0,1% |
| EU-10 | 407,6 | 484,6 | 492,1 | | 519,6 | 451,7 | -67,9 | -13,1% |
| Zypern | 4,4 | 5,7 | | | 5,7 | 5,7 | | |
| Estland | 12,4 | 14,0 | 20,0 | | 21,6 | 18,9 | -2,7 | -12,5% |
| Lettland | 3,7 | 4,4 | 7,0 | | 6,4 | 4,6 | -1,9 | -29,0% |
| Litauen | 9,0 | 14,0 | 16,9 | | 13,6 | 12,3 | -1,3 | -9,5% |
| Malta | 1,8 | 2,9 | | | 2,9 | 2,9 | | |
| Polen | 219,8 | 263,0 | 269,1 | | 286,2 | 239,1 | -47,1 | -16,5% |
| Slowakei | 26,5 | 36,2 | 31,0 | | 35,5 | 30,5 | -5,0 | -14,0% |
| Slowenien | 9,0 | 9,5 | 8,7 | | 8,8 | 8,8 | | |
| Tschechien | 89,0 | 103,7 | 101,7 | | 107,6 | 97,6 | -10,0 | -9,3% |
| Ungarn | 32,0 | 31,3 | 37,7 | | 31,3 | 31,3 | | |

Anmerkung: Die bei der Berechnung und Schätzung der Werte zugrunde gelegten Annahmen sind im Text detailliert erläutert.

Quellen: Nationale Allokationspläne der EU-Mitgliedstaaten, Entscheidungen der Kommission über die Akzeptanz der Nationalen Allokationspläne, Berechnungen und Schätzungen des Öko-Instituts

Neben den akzeptierten Zuteilungsmengen sind in Tabelle 14-8 weitere Daten zusammengestellt, die für die vergleichende Bewertung der Nationalen Allokationspläne von Bedeutung sind:

- *Emissionen in der länderspezifischen Basisperiode:* Die Basisperioden der einzelnen Mitgliedstaaten variieren erheblich (Abschnitt 14.2.2), auch sind sie in den Nationalen Allokationsplänen auch nicht immer präzise dokumentiert. Teilweise wurde eine Zeitspanne als Basisperiode genannt, dann aber nur Daten für ein Stichjahr angegeben. Im Falle Frankreichs wurde der im NAP angegebene Emissionswert der Basisperiode mit dem Erhöhungsfaktor der Allokation, der sich aufgrund der erweiterten Anlagendefinition ergeben hat, korrigiert.
- *Emissionsprojektion 2006:* Die meisten Mitgliedstaaten basieren ihre Allokation auf Projektionen für den Emissionshandelssektor. Dennoch wurde nicht in allen Nationalen Allokationsplänen eine Projektion für den Emissionshandelssektor dokumentiert. Um hier dennoch eine vollständige Übersicht der Projektionen darstellen zu können, wurden die Werte in diesen Fällen (Belgien, Estland und Lettland) geschätzt. Die Schätzung wurde von den Projektionen für die gesamten Treibhausgasemissionen im Jahr 2010, die die Mitgliedstaaten im Rahmen des Überwachungssystems übermittelt haben, abgeleitet, indem sie mit dem Anteil des Emissionshandelssektors in der Basis-

periode skaliert und dann auf das Jahr 2006 interpoliert wurden. Für Spanien liegen keine Projektionen der Treibhausgasemissionen vor. Hier wurde deshalb eine lineare Trendfortschreibung der historischen Emissionen zugrunde gelegt und dann die gleiche Methode zur Bestimmung der Emissionen des Handelssektors wie bei Belgien, Estland und Litauen angewendet. Für Frankreich wurde die Projektion in gleicher Weise korrigiert wie die Emissionen der Basisperiode (s.o.). Für Deutschland stammt die Projektion aus *Politikszenerarien für den Klimaschutz III* (DIW et al 2004) sowie dem ersten Entwurf des NAP von 29. Januar 2004.

- *Hypothetisches Emissionsziel 2006*: Das hypothetische Minderungsziel für den Emissionshandelssektor ist abgeleitet aus den nationalen Zielen für die gesamten Treibhausgasemissionen, die im Kyoto-Protokoll oder in der so genannten Lastenteilungsvereinbarung²⁰³ festgelegt wurden. Da viele Mitgliedstaaten in ihren Nationalen Allokationsplänen unterstellen, dass der Anteil des Emissionshandelssektors an den gesamten Treibhausgasemissionen weitgehend konstant bleibt, wurde mittels dieser Annahme ein Handelssektorziel für 2010 ermittelt. Durch Interpolation zwischen den Emissionen der Basisperiode und diesem Handelssektorziel für 2010 wurde daraus das hypothetische Emissionsziel des Handelssektors für 2006 errechnet.
- *Intendierte Nutzung der flexiblen Kyoto-Mechanismen 2008 - 2012*: Mehrere der Mitgliedstaaten der EU-15 hatten in ihren Nationalen Allokationsplänen angezeigt, dass sie ihre nationalen Ziele teilweise durch die Nutzung der flexiblen Kyoto-Mechanismen (Internationaler Emissionshandel, Joint Implementation und Clean Development Mechanism) erfüllen wollen. Hierdurch werden auch die Minderungsvorgaben für den Emissionshandelssektor reduziert, so dass die Allokation für die vom Emissionshandel erfassten Anlagen des jeweiligen Staates entsprechend höher ausfallen kann. Die Kommission hat im Rahmen ihrer Überprüfung der Allokationspläne kontrolliert, ob die Mitgliedstaaten ihre Intentionen auch hinreichend substantiiert haben. Nur wenn die Mitgliedstaaten mehrere der von der Kommission aufgestellten Kriterien²⁰⁴ erfüllt hatten, wurden die Angaben akzeptiert. In der Tabelle sind die von der Kommission akzeptierten Nutzungen der Kyoto-Mechanismen dokumentiert. Portugal hatte beispielsweise ebenfalls die Nutzung von 3 Mio. Kyoto-Einheiten angezeigt. Da Portugal jedoch die Kriterien der Kommission nicht hinreichend erfüllen konnte, wurde diese Intention bei der Bewertung des portugiesischen Allokationsplans durch die Kommission nicht berücksichtigt.

²⁰³ Entscheidung Nr. 2002/358/EG des Rates vom 25. April 2002 über die Genehmigung des Protokolls von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen im Namen der Europäischen Gemeinschaft sowie die gemeinsame Erfüllung der daraus erwachsenden Verpflichtungen, Abl. L 133, vom 15.5.2002, S. 1.

²⁰⁴ In ihrer Entscheidung über die NAP von Dänemark, Deutschland, Irland, Großbritannien, den Niederlanden, Österreich, Slowenien und Schweden hat die Kommission ihre acht Kriterien erläutert. Sie erwartet beispielsweise das eine zuständige nationale Behörde für den Aufkauf der Kyoto-Einheiten benannt wurde, dass bereits Verträge über den Aufkauf solcher Einheiten unterzeichnet wurden oder finanzielle Mittel für den Erwerb von Kyoto-Einheiten reserviert wurden (KOM(2004) 500 endg. vom 7.7.2004, S. 4f).

Bei der Interpretation dieser Werte muss bedacht werden, dass die Betrachtungen nur indikativer Natur sein können, da erstens die zugrunde liegenden Daten in den nationalen Allokationsplänen oft nicht hinreichend dokumentiert sind und deshalb zum Teil aus anderen Angaben abgeleitet oder geschätzt wurden. Zweitens muss berücksichtigt werden, dass einige Mitgliedstaaten bei der Definition von Basisperioden bestimmte Flexibilisierungen eingeführt haben (Wahl- oder Abwahljahre), die einen Vergleich mit den realen Emissionstrends erschweren.

Die starken Unterschiede in Struktur und Inhalten der Nationalen Allokationspläne haben eine vergleichende Betrachtung und auch die Bewertung durch die Kommission in erheblichem Maße erschwert. Die von der Kommission im so genannten Guidance Paper²⁰⁵ vorgeschlagene Struktur für die Nationalen Allokationspläne wurde nur von wenigen Mitgliedstaaten stringent befolgt.²⁰⁶ Darüber hinaus fehlen in etlichen Allokationsplänen wichtige Angaben, die zum Teil erst auf Nachforderung der Kommission verfügbar gemacht wurden. Für die Zuteilung in der nächsten Handelsperiode sollten die Mitgliedsländer in einem aktualisierten Guidance Paper deshalb unter anderem verpflichtet werden, die für die Analyse und Bewertung zentralen Daten in einem definierten Format verfügbar zu machen.

Darüber hinaus muss bei der Analyse und Interpretation der gezeigten Werte beachtet werden, dass spezifische Unterschiede zwischen den Mitgliedstaaten hinsichtlich wichtiger Parameter wie Wirtschaftswachstum, autonome Entwicklung der Treibhausgasintensität, Position im internationalen Wettbewerb etc., die die Entwicklung der Emissionen im Handelssektor beeinflussen, nicht in Beziehung zu den Emissionsdaten gesetzt werden konnten. Auch insofern können die hier präsentierten Vergleiche nur indikativer Natur sein.

Auf Grundlage der in unterschiedlichem Maße transparenten bzw. mit Hintergrundinformationen unterlegten Daten hatte die Kommission zu entscheiden, ob sich eine höhere Zuteilung für den Emissionshandelssektor durch die jeweilige nationale Situation hinsichtlich der anderen wichtigen Parameter rechtfertigen lässt. Offensichtlich war das der Fall, denn die Unterschiede zwischen den verschiedenen Nationalen Allokationsplänen sind – wie weiter unten erkennbar wird – durchaus erheblich.

Auch wenn vor dem Hintergrund der genannten Einschränkungen die Werte in Tabelle 14-8 und den nachfolgenden Abbildungen nur indikativer Natur bleiben können, lassen sich einige allgemeine Erkenntnisse aus einer vergleichenden Betrachtung der Allokationspläne ableiten. Dabei ist entscheidend, welche Kriterien zu Grunde gelegt werden.

In diesem Zusammenhang sei deshalb noch einmal auf das übergeordnete Ziel der Emissionshandelsrichtlinie verwiesen (Art. 1 2003/87/EG)²⁰⁷:

²⁰⁵ Mitteilung der Kommission KOM(2003) 830 endgültig vom 7.1.2004 über Hinweise zur Unterstützung der Mitgliedstaaten bei der Anwendung der in Anhang III der Richtlinie 2003/87/EG über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft und zur Änderung der Richtlinie 96/61/EG des Rates aufgelisteten Kriterien sowie über die Bedingungen für den Nachweis höherer Gewalt

²⁰⁶ Auch der deutsche NAP zeigt übrigens keine Übereinstimmung mit der von der Kommission im Guidance Paper vorgeschlagenen Struktur.

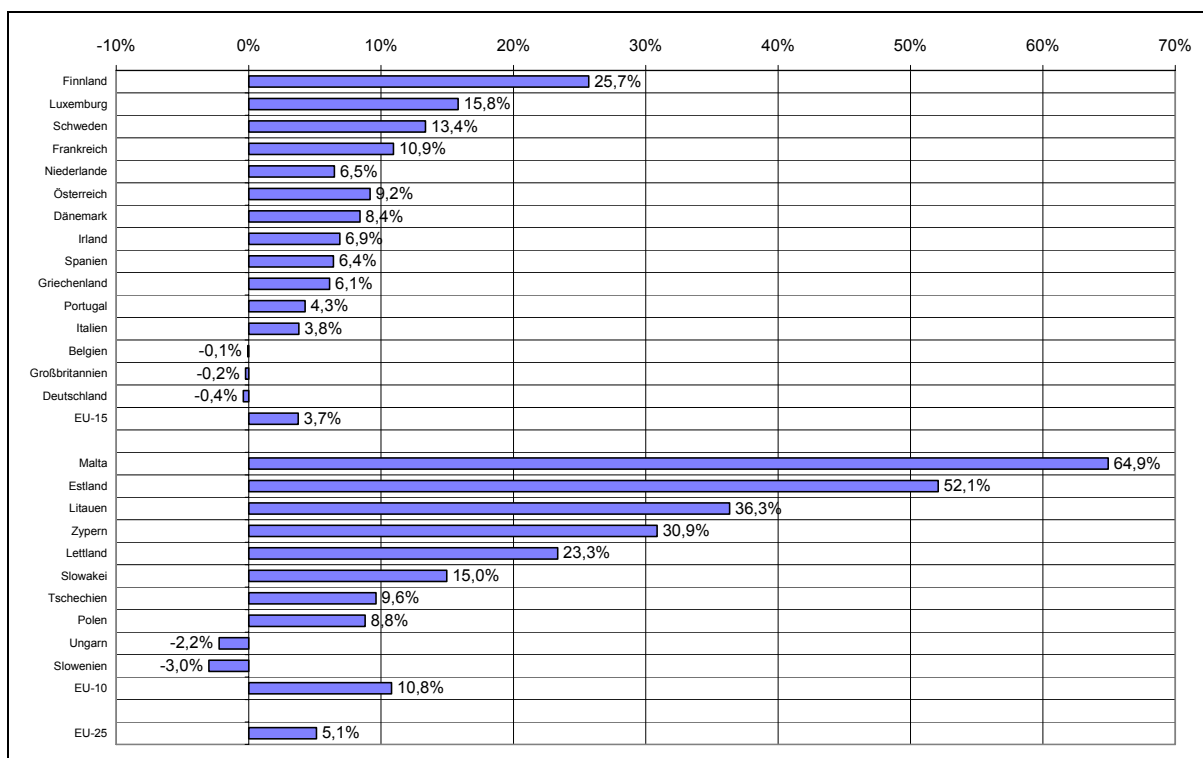
²⁰⁷ Abl., L 275 vom 25.10.2003, S. 32

„Mit dieser Richtlinie wird ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten ... geschaffen, um auf kosteneffiziente und wirtschaftlich effiziente Weise auf eine Verringerung von Treibhausgasemissionen hinzuwirken.“

Ein wesentliches Ziel des Instrumentes ist damit die Verringerung der Treibhausgasemissionen. Doch ist die Anforderung „Verringerung der Treibhausgasemissionen“ seitens der Mitgliedstaaten unterschiedlich interpretiert worden:

- einerseits im Sinne einer absoluten Verringerung im Vergleich zum Emissionsniveau in der Vergangenheit, also z.B. gegenüber der Basisperiode;
- Andererseits aber auch im Sinne einer relativen Reduzierung gegenüber einer Trendentwicklung (Business as usual - BAU).

Abbildung 14-1: Allokation 2005 - 2007 im Vergleich zur Basisperiode



Quellen: Nationale Allokationspläne der EU-Mitgliedstaaten, Entscheidungen der Kommission über die Akzeptanz der Nationalen Allokationspläne, Berechnungen und Schätzungen des Öko-Instituts

Die Mitgliedstaaten haben unterschiedliche Auffassungen vertreten, welches der Kriterien wesentlicher ist. Deutschland plädierte für das absolute Kriterium, während viele andere Mitgliedstaaten (z.B. Niederlande, Dänemark) auf relative Emissionsminderungen abgestellt haben. Abbildung 14-1 und Abbildung 14-2 zeigen die Ergebnisse der einzelnen Allokationspläne hinsichtlich dieser beiden Kriterien.

In nur fünf Mitgliedstaaten (Belgien, Deutschland Großbritannien, Slowenien und Ungarn) lag die Allokation unter den Emissionen des Emissionshandelssektors in der jeweiligen Basisperiode (Abbildung 14-1). In allen anderen Mitgliedstaaten lag die Allokation – zum Teil

erheblich – über den Basisperiodenemissionen. Generell lag sie in den neuen Mitgliedstaaten deutlich stärker über den Basisperiodenwerten als in den Ländern der EU-15. Das lässt sich unter anderem damit begründen, dass die neuen Mitgliedstaaten nach ihrer starken Rezession Anfang der 90er Jahre seit Ende der 90er Jahre zum Teil beachtliche Wachstumsraten für das Bruttosozialprodukt aufweisen. Im Mittel lag die Zuteilung in den neuen Mitgliedstaaten um fast 11 % über den Emissionen der Basisperiode. Dass dieser Wert noch relativ niedrig ausgefallen ist, liegt vor allem daran, dass die Kommission die Allokation für Polen als den größten der neuen Mitgliedstaaten um 47 Mio. EUA/a gegenüber den ursprünglichen Plänen reduziert hat. Ohne diese Reduzierung läge die polnische Allokation um gut 30% über dem Basisjahr und die durchschnittliche Steigerung der neuen EU-Länder wäre mit 22,3% mehr als doppelt so hoch.

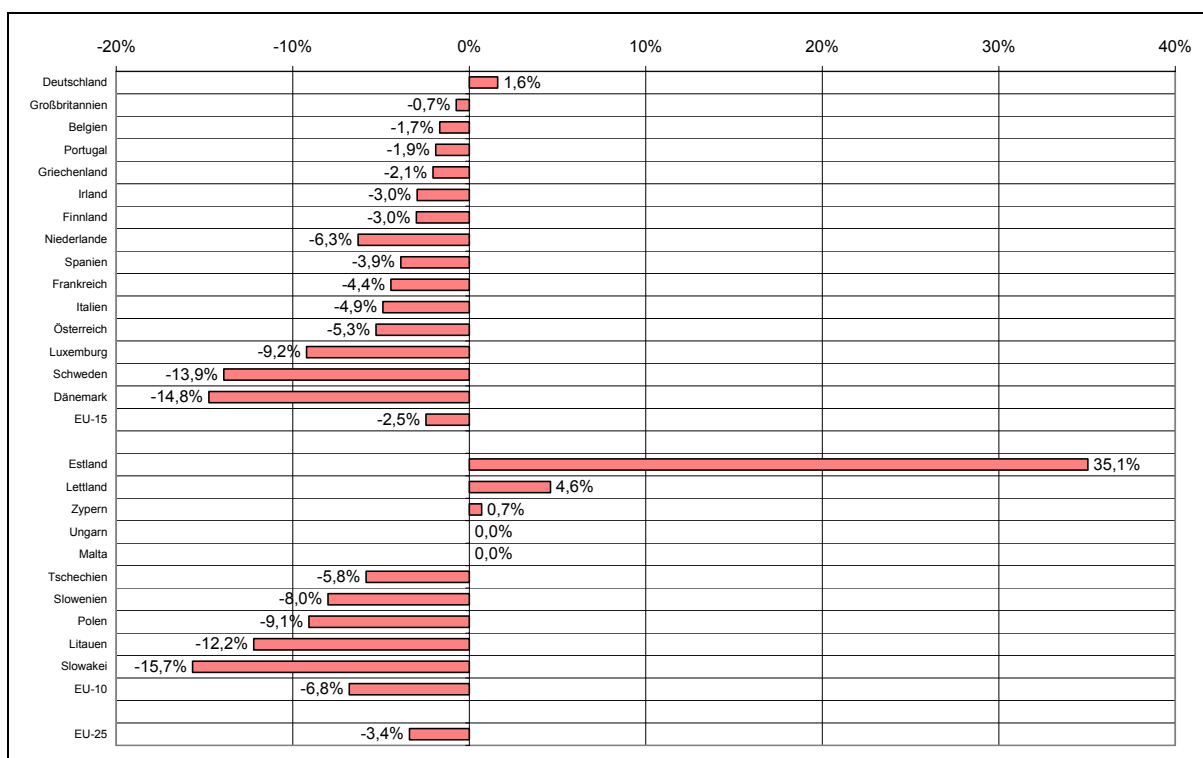
Aber auch in den Mitgliedstaaten der EU-15 lag die Allokation im Mittel um fast 4% über den Emissionen in der Basisperiode. In Finnland (+25,7%), Luxemburg (+15,8%), Schweden (+13,4%) und Frankreich (+10,8%) lag die Zuteilung sogar um mehr als 10% über den Emissionen der Basisperiode. Für die EU insgesamt liegt die Allokation der Emissionsrechte um 5,3% über den Basisperiodenemissionen. Wird ein durchschnittliches Basisjahr 2001 unterstellt, so könnten die Emissionshandelssektoren im Mittel jährlich um 1% wachsen ohne dass Minderungsmaßnahmen notwendig wären. Angesichts der Tatsache, dass die EU im Jahre 2002 noch gut 5 Prozentpunkte von ihrem Kyoto-Ziel entfernt war (EEA 2004) und folglich die Emissionen auch im absoluten Vergleich weiter sinken müssen, kann festgestellt werden, dass der Emissionshandel mit den für die erste Handelsperiode definierten Emissionszielen kaum dazu beiträgt, dieses Ziel zu erreichen. Das EU-Minderungsziel im Rahmen der Kyoto-Verpflichtungen kann also nur erreicht werden, wenn die Anstrengungen in den nicht vom Emissionshandel erfassten Sektoren erheblich intensiviert werden oder die Zuteilung für die vom EU-Emissionshandelssystem erfassten Anlagen in der zweiten Phase deutlich ambitionierter ausfällt.

Beim Vergleich der Allokation mit den Emissionsprojektionen für den Emissionshandelssektor in der Pilotphase ergibt sich ein deutlich abweichendes Bild (Abbildung 14-2). Fast alle Länder liegen mit ihrer Allokation – zum Teil deutlich – unter den Prognosewerten. Lediglich in Deutschland, Estland²⁰⁸, Lettland und Zypern übersteigt die Zuteilung die Projektion für die am Emissionshandel teilnehmenden Sektoren. Ungarn und Malta haben genau entsprechend ihrer Projektionen zugeteilt. In der Slowakei (-15,7%), Dänemark (-14,8%), Schweden (-13,9%) und Litauen (-12,2%) liegt die Allokation um mehr als 10% unter den prognostizierten Emissionen für den Emissionshandelssektor. Im Mittel unterschreitet die Zuteilung an den Emissionshandelssektor die Emissionsprognose in den alten Mitgliedstaaten um 2,3% und in den neuen Mitgliedstaaten um 6,8%. Für die EU insgesamt liegt dieser Wert bei 3,2%.

²⁰⁸ Der Wert für Estland in der Höhe von 35,1% muss mit besonderer Vorsicht betrachtet werden. Da Estland selbst keine Projektion für den Emissionshandelssektor vorgelegt hat, wurde dieser Wert ohne Berücksichtigung besonderer Umstände grob geschätzt. Dieser Schätzwert liegt möglicherweise deutlich zu niedrig, so dass sich diese hohe relative Überschreitung ergibt. Unabhängig davon wie hoch dieser Wert tatsächlich ausfallen würde, kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die estische Zuteilung am stärksten die Emissionsprojektion für den Handelssektor überschreitet.

Ferner sollte bei dieser Betrachtung jedoch auch berücksichtigt werden, dass Projektionen und Prognosen in erheblichem Maße von zentralen Annahmen abhängen und so nach empirischem Befund immer mit nicht unerheblichen Unsicherheiten behaftet bleiben. Es besteht daher bei den Mitgliedstaaten im Hinblick auf dieses Kriterium ein signifikanter Interpretationsspielraum, der durchaus die Möglichkeit eröffnet, die eigenen Projektion etwas zu überzeichnen. Letztlich ist also eine Projektion für den Emissionshandelssektor sicherlich kein so belastbares und objektives Kriterium wie die Emissionen einer Basisperiode.

Abbildung 14-2: Allokation 2005 - 2007 im Vergleich zur Projektion für den Handelssektor



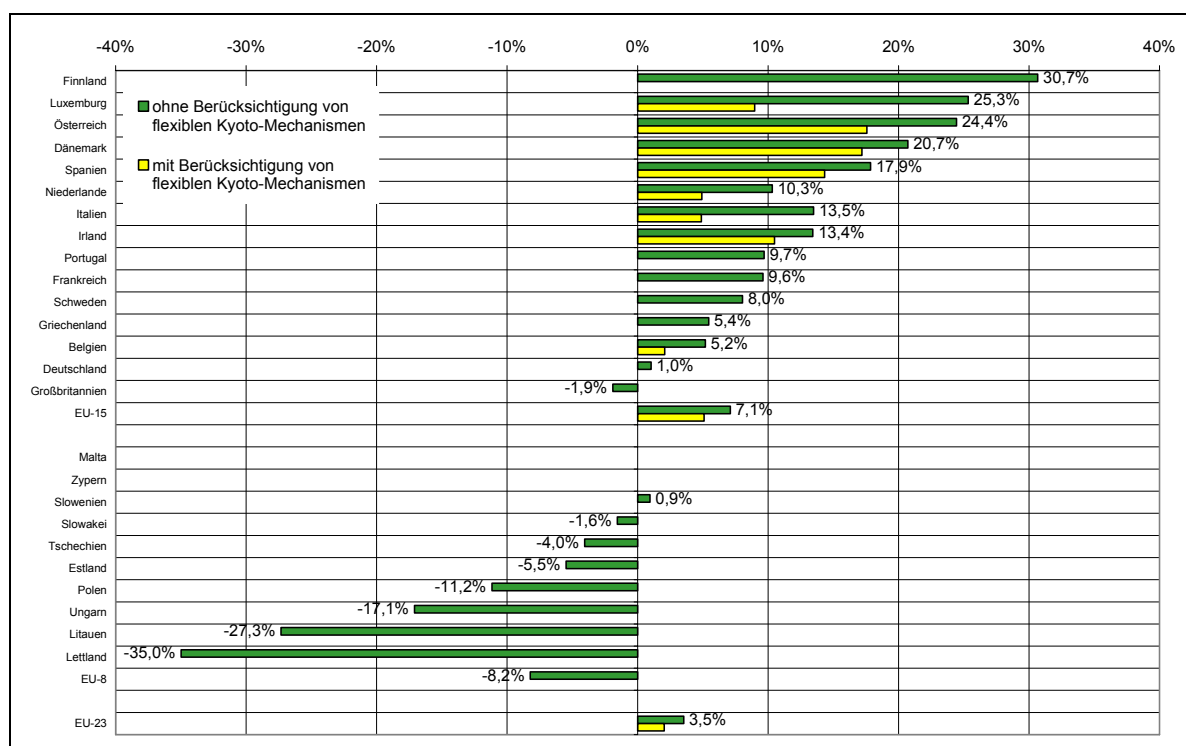
Quellen: Nationale Allokationspläne der EU-Mitgliedstaaten, Entscheidungen der Kommission über die Akzeptanz der Nationalen Allokationspläne, Berechnungen und Schätzungen des Öko-Instituts

Im Hinblick auf die oben aufgeworfene Frage, welchem Kriterium eine höhere Bedeutung zugemessen wird, kann aus diesem Vergleich dennoch nicht zwingend abgeleitet werden, dass nur eine Orientierung an den Emissionen der Basisperiode angemessen sei. Vielmehr sollten die Zuteilungen beiden Kriterien gleichzeitig genügen. Die zugeteilte Menge an Emissionsberechtigungen sollten dementsprechend sowohl unter den Emissionen einer Basisperiode als auch unter der Emissionsprojektion für die Zuteilungsphase liegen, wobei die der Emissionsprojektion zu Grunde liegenden Annahmen und damit die Natur der Projektion (Business as usual, Zielprojektion, etc.) deutlich transparenter als bisher gemacht werden sollten. Nur unter dieser Voraussetzung wird belastbar von einer Minderung der Treibhausgasemissionen ausgegangen werden können.

In diesem Licht betrachtet, erfüllen lediglich die Allokationspläne von Großbritannien, Belgien, Slowenien und mit Abstrichen auch noch Ungarn beide Kriterien. Durch die meisten an-

deren Allokationspläne werden zwar weniger Emissionsrechte zugeteilt als Emissionen für die Pilotphase vorausgeschätzt wurden. Gleichzeitig aber liegt die Zuteilung über den Emissionen in der Basisperiode. Lediglich im Falle Deutschlands ist die Situation genau umgekehrt. Die Zuteilung liegt unter den Emissionen in der Basisperiode, übersteigt aber die Emissionsprognose. Auf der einen Seite ergibt sich für Deutschland ein vergleichsweise gutes Bild, da die Emissionen gegenüber der Basisperiode tatsächlich - wenn auch mit -0,4% eher geringfügig - gemindert werden sollen. Faktisch wäre diese Minderung wohl aber auch ohne Einführung des Emissionshandels eingetreten, da die Zuteilung noch um 1,6% über der Emissionsprognose für den Handelssektor liegt. Vor diesem Hintergrund ist wohl auch die Tatsache zu verstehen, dass die im ersten BMU-Entwurf des NAP noch enthaltene Emissionsprojektion im Rahmen der Ressortabstimmungen aus dem NAP gestrichen worden war, nachdem ein Minderungsziel ausgehandelt worden war, das den beiden Nebenbedingungen für den Nachweis einer Emissionsminderung nicht mehr genügte.

Abbildung 14-3: Allokation 2005 - 2007 im Vergleich zum hypothetischen Ziel für den Emissionshandelsektor



Quellen: Nationale Allokationspläne der EU-Mitgliedstaaten, Entscheidungen der Kommission über die Akzeptanz der Nationalen Allokationspläne, Berechnungen und Schätzungen des Öko-Instituts

Letztlich berücksichtigen beide Kriterien jedoch noch nicht die tatsächlichen Reduktionserfordernisse, die sich aus den Minderungszielen des Kyoto-Protokolls bzw. der Lastenteilungsvereinbarung der EU und der tatsächlichen Emissionsentwicklung bis zur Basisperiode ergeben. Für diese Betrachtung wird hier unterstellt, dass die Anteile der Emissionshandelsektoren an den gesamten Treibhausgasemissionen bis 2010 auf dem gleichen Niveau bleiben wie in der Basisperiode. Diese Annahme ist sicherlich eher grober Natur, wurde aber einer-

seits von einigen Mitgliedstaaten in den Nationalen Allokationsplänen ebenfalls in Ansatz gebracht und erscheint andererseits zur groben Veranschaulichung der Reduktionserfordernisse gerechtfertigt. Wird zudem davon ausgegangen, dass – wie viele Modellsimulationen gezeigt haben – die Grenzvermeidungskosten in den Emissionshandelssektoren tendenziell niedriger sind als in den übrigen Sektoren der Volkswirtschaft, so dürfte dieser Ansatz die volkswirtschaftlich effizienten Minderungsanforderungen in den Emissionshandelssektoren sogar eher unter- als überschätzen.

Abbildung 14-3 zeigt deutlich, dass die meisten alten Mitgliedstaaten erheblich mehr Emissionsrechte zugeteilt haben, als nach dem hypothetischen Sektorziel zulässig wäre. Lediglich die Länder, die ohnehin ihre gesamten Treibhausgasemissionen bereits deutlich reduziert haben und nicht mehr weit von ihrem Minderungsziel entfernt sind, erfüllen dieses Kriterium oder kommen zumindest in seine Nähe. Konkret sind dies Großbritannien, hier werden rund 2% weniger Emissionsrechte zugeteilt als nach diesem Kriterium zulässig wäre, und Deutschland, wo immerhin lediglich 1% mehr Emissionsrechte zugeteilt wurden. Insgesamt geben die Länder der EU-15 gut 7% mehr Zertifikate aus, als nach dem Sektorziel angemessen wäre.

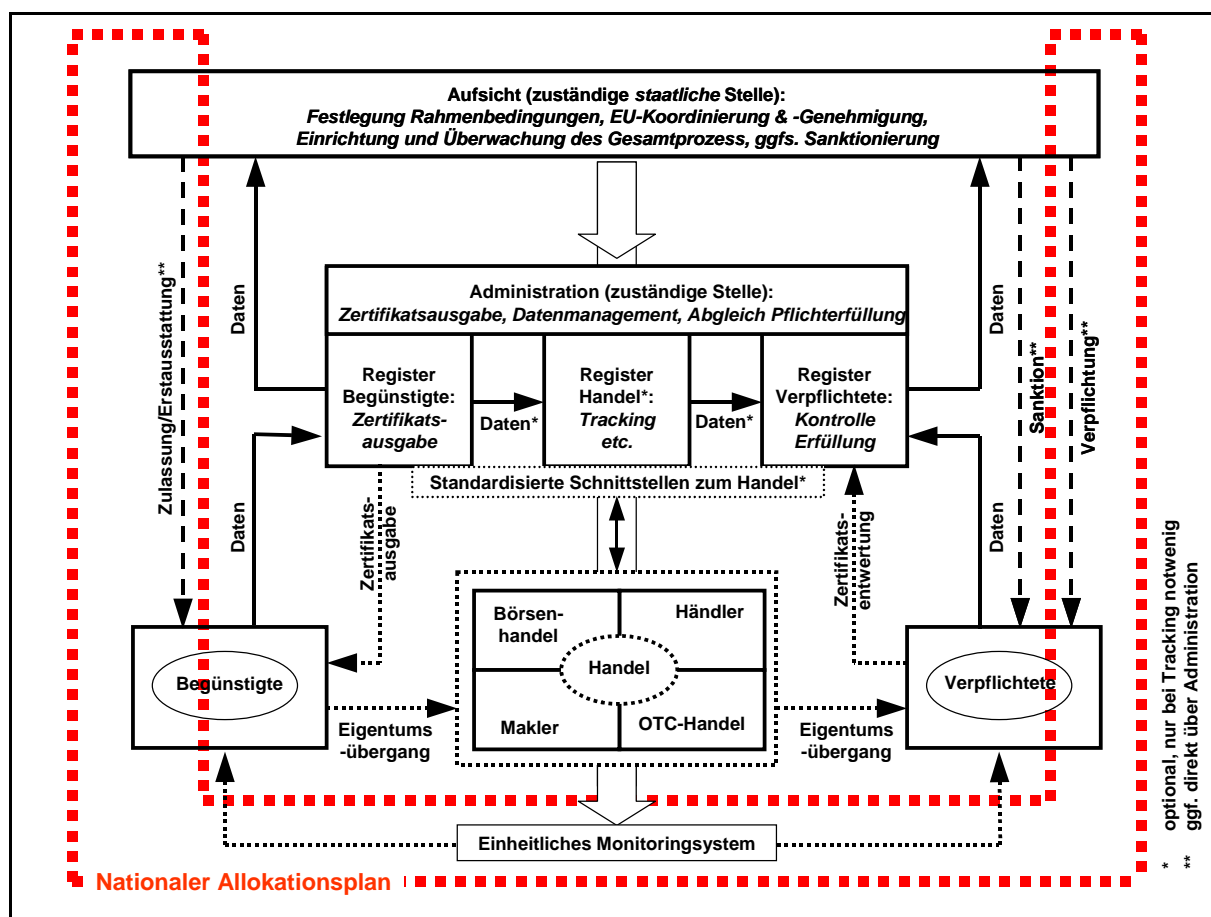
In den neuen Mitgliedsländern ergibt sich eine grundlegend andere Situation. Abgesehen von Slowenien, dass dieses Kriterium nur leicht verletzt, liegen die Allokationen in allen neuen EU-Ländern deutlich unter dem Sektorziel. Malta und Zypern zählen nicht zu den so genannten Annex I-Staaten. Deshalb liegt für sie kein Minderungsziel vor, so dass dieses Kriterium auf ihre Allokation nicht angewendet werden kann. Die Zuteilung der restlichen acht neuen Mitgliedstaaten liegt damit im Mittel um gut 8% unter dem hypothetischen Ziel für den Emissionshandelssektor.

Die „Überallokation“ der alten Mitgliedstaaten kann damit nicht vollständig kompensiert werden. Die EU insgesamt liegt mit den in der Pilotphase akzeptierten Allokationsvolumina um fast 4% über dem hypothetischen Sektorziel. Wird die intendierte Nutzung der flexiblen Kyoto-Mechanismen berücksichtigt, so rücken einige Staaten mit ihrer Allokation näher an das hypothetische Sektorziel heran. Belgien ist dann nur noch gut 2% vom Sektorziel entfernt. Auch für die EU ergibt sich insgesamt eine stärkere Annäherung an das hypothetische Sektorziel. Dennoch verbleibt auch hier eine Lücke von 2%, die entweder durch Maßnahmen in den nicht vom Emissionshandel erfassten Sektoren oder durch eine entsprechend ambitioniertere Zuteilung in der nächsten Allokationsphase kompensiert werden muss.

14.5 Institutionelle Aspekte

Die Einführung des EU-Emissionshandels geht mit der Schaffung von institutionellen Rahmenbedingungen einher, wobei hier eine Konzentration auf den Bereich der nationalen Erstallokation (Träger und Verfahren, Umsetzung im Rahmen der Erstaussstattung mit EUA) für Deutschland vorgenommen wurde (markierter Bereich der Abbildung 14-4). Dazu zählen neben der genannten Grundsatzentscheidung und ggf. der Bestimmung geeigneter Beteiligungsverfahren auch die Regeln der Verpflichtung bzw. der Zulassung zum Emissionshandel.

Abbildung 14-4: Institutionelle Aspekte des Emissionshandels



Quelle: Öko-Institut

Ein europäischer Vergleich der institutionellen Umsetzung des EU-Emissionshandels offenbart die Einbettung des neuen Politikinstrumentes in bestehende *politisch-administrative Strukturen*. Für Belgien zeigt sich das bspw. in der Aufstellung von drei verschiedenen Nationalen Allokationsplänen, die die föderale Gliederung in Brüssel, Flandern und Wallonen widerspiegeln. Demgegenüber stehen am anderen Ende des Spektrums die zentralistische Struktur Frankreichs und eine entsprechende zentrale Umsetzung des EU-Emissionshandels. In der Mitte des Spektrums finden sich Länder wie Großbritannien, wo DEFRA (*Department of Environment, Food and Rural Affairs*) Behörden in England und Wales, Schottland sowie Nord-

Irland für Emissionsgenehmigungen, Registermanagement und Vollzug für zuständig erklärt hat. In Deutschland wurde eine Teilung der Zuständigkeiten zwischen Bund und Ländern durchgesetzt, gemäß der die Länder z.B. für die Erteilung der Emissionsgenehmigung und die Prüfung der Emissionsberichte zuständig sind.

Ein weiterer Vergleichspunkt betrifft die *Aufgaben der zuständigen Stelle*. Hier lässt sich z.B. unterscheiden, welche Aufgaben an Private vergeben wurden. In Deutschland wurde zur Wahrnehmung der administrativen Aufgaben des EU-Emissionshandels die dem Umweltbundesamt zugeordnete Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt) aufgebaut. Die DEHSt nimmt die Zuständigkeiten des Bundes bei der Implementierung des EU-Emissionshandels wahr, zu denen u.a. die Bearbeitung der Zuteilungsanträge, Ausgabe der Berechtigungen, Registerführung, Sanktionierung, Reservemanagement, Stilllegungen, und Öffentlichkeitsarbeit zählen. Demgegenüber wurden die Zuteilungsanträge von unabhängigen Dritten geprüft und ihre Richtigkeit zertifiziert, was in den meisten anderen EU-Mitgliedstaaten allerdings nicht derart erfolgt ist. Denkbar wäre eine Ausgliederung anderer Aktivitäten, z.B. die Registerführung und Auktionsverfahren an Dritte, wobei bisher keine systematischen Daten über derartige Aufgabenprivatisierungen im europäischen Vergleich vorliegen.

Eine weitere Frage der institutionellen Umsetzung betrifft die *Herausbildung von Handelsplattformen*: In Europa sind derzeit sechs Börsen im EU-Emissionshandel tätig (Nord Pool (*Nordic power exchange*), Powernext (in Zusammenarbeit mit Euronext), *European Energy Exchange* (EEX), *European Climate Exchange*, *Austrian Power Exchange* und Climex (*New Values*)). Daneben gibt es diverse Informationsplattformen, Broker und Beratungsunternehmen, die im neuen Geschäftsfeld Emissionshandel tätig sind.

Die länderspezifische Ausgestaltung des Emissionshandels kann zu unterschiedlich hohen Transaktionskosten führen. Eine erste grobe Abschätzung der Kosten der Administration ergab für die Einführung des EU-Emissionshandels in Deutschland Transaktionskosten der öffentlichen Verwaltung in Höhe von 7,25 Mio. Euro und laufende jährliche öffentliche Transaktionskosten für den Betrieb des EU-Emissionshandels von etwa 7,06 Mio. Euro (Bergmann et al. 2005, Kap. 8.1). Somit betragen die laufenden Transaktionskosten etwa 1,4% des durchschnittlichen Marktwert der in Deutschland im Jahr 2005 kostenlos ausgegebenen Emissionsberechtigungen von 4,95 Milliarden Euro (ca. 495 Mio. t à 10€t CO₂). Da der EU-Emissionshandel erst seit wenigen Monaten in Kraft ist und entsprechende offizielle Kostendaten bisher nicht vorliegen, kann eine detailliertere Ermittlung der Transaktionskosten der öffentlichen Verwaltung erst zu einem späteren Zeitpunkt erfolgen.

Auch ein europäischer Vergleich der institutionellen Umsetzung des EU-Emissionshandels durch die einzelnen EU-Mitgliedstaaten kann hier aufgrund der mangelnden Datenverfügbarkeit zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht vorgenommen werden. Daher können auch die Transaktionskosten der öffentlichen Verwaltung der einzelnen europäischen Mitgliedstaaten erst zu einem späteren Zeitpunkt miteinander verglichen werden. Auch liegen erst vereinzelt darüber Informationen vor, wie die Transaktionskosten der öffentlichen Verwaltung finanziert werden. Hier gibt es verschiedene Modelle, so dass die Belastung der Unternehmen in den einzelnen EU-Mitgliedstaaten unterschiedlich hoch ausfällt. Während in Deutschland gemäß der Emissionshandelskosten-Verordnung 2007 (EHKostV 2007) Gebühren in Abhängigkeit

der Zuteilungsmenge erhoben werden (fixer und variabler Betrag), deckt bspw. Irland seine Kosten der Administration, indem 0,75% des Emissionshandelsbudgets versteigert werden. Bei einem angenommenen Auktionspreis von 10€ würden sich für Irland mit seinen 143 Anlagen in der ersten Handelsperiode jährliche Einnahmen von 1,67 Mio. € ergeben. Übersteigen die Erlöse die Transaktionskosten, fließen die Einnahmen anderen Zwecken, z.B. dem Erwerb von Gutschriften aus den flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls zu.

14.6 Potenzielle Schlussfolgerungen für den deutschen NAP

Die von anderen EU-Mitgliedstaaten gewählten Umsetzungsalternativen können in einer Reihe von Fällen als Anregungen für den zweiten deutschen NAP für die Handelsperiode 2008-12 dienen. Nachfolgend werden einige Vorschläge genannt, wobei diese z. T. vertieft bereits in den einzelnen Unterkapiteln des Mikroplanes in Kapitel 8 dargestellt wurden:

14.6.1 Anlagenabgrenzung

Der Vergleich der Anlagenabgrenzung in den einzelnen Mitgliedstaaten zeigt, dass die IPPC-Richtlinie als Grundlage problematisch ist. Zum einen gibt es zwischen den Staaten Unterschiede in der nationalen Umsetzung. Zum anderen führt in Deutschland die Orientierung an der 4. BImSchV dazu, dass identische Anlagen im Hinblick auf die Teilnahme am EU-Emissionshandel unterschiedlichen behandelt werden. Aus Gründen der „Gleichbehandlung“ wäre hier eine Harmonisierung innerhalb der EU anzustreben. Sollen über das EU Emissionshandelssystem möglichst hohe Effizienzgewinne erzielt werden, müssten möglichst viele Anlagen in das System mit einbezogen werden. Eine „weite“ Anlagendefinition (vgl. Kapitel 14.2) würde dieses Ziel besser erreichen als eine „mittlere“ oder „enge“ Auslegung. Bezieht man jedoch die Kosten der Unternehmen (und der Administration) durch den Emissionshandel mit in die Entscheidung ein, könnte es wiederum effizient sein, eine *De minimis-Regelung* in Betracht zu ziehen. Bei einer *De minimis-Regelung* müssten im Unterschied zur Opt-Out Regelung nach Artikel 27 der Emissionshandelsrichtlinie die geforderten Berichtspflichten und Sanktionen nicht notwendigerweise den vorgeschriebenen Regelungen der Richtlinie etc. genügen. So könnten Kleinstemittenten vor unverhältnismäßig hohen Transaktionskosten bewahrt werden, deren Einbeziehung durch die meist passive Teilnahme kaum Auswirkungen auf die Effizienz des Systems hätte. Neben den Kosten für die Kleinstemittenten könnten durch die Verringerung der Anzahl der regulierten Anlagen auch die administrativen Kosten wesentlich reduziert werden. Dieselbe Bagatellgrenze, die in den Niederlanden gemäß *Opt-out* nach Artikel 27 der Richtlinie zum Tragen kommt (CO₂-Ausstoß bis 25.000 t CO₂/a), würde in Deutschland zum Ausschluss von geschätzten 2 % der Emissionen (zum Vergleich: in den Niederlanden 1,5 %) aber von über 50 % der Anlagen führen. Da eine derartige *De minimis-Regelung* in der EU-Emissionshandelsrichtlinie nicht vorgesehen ist, müsste zunächst eine Änderung der Richtlinie erfolgen.

14.6.2 Benchmarks für Bestandsanlagen

Dem Beispiel Frankreichs folgend, könnte eine Zuteilung für Bestandsanlagen auf Basis von Durchschnitts-Benchmarks erfolgen. Eine Benchmark-Regelung für Bestandsanlagen würde die *Early action* Problematik mindern, setzt allerdings die Bildung hinreichend homogener Produktgruppen voraus. Um jegliche verzerrende Anreize durch Updating zu vermeiden, müssten als Aktivitätsgrößen z. B. Produktionsmengen aus der Vergangenheit verwendet werden, was wiederum den Aufwand für die Beschaffung und Prüfung der Daten erhöhte (zur Updating-Problematik siehe Kapitel 3.5.2, 3.7.4 und 3.7.5.). Auch bei der Verwendung von Prognosewerten wären hohe Anforderungen an die Datenverfügbarkeit und Datenqualität zu stellen, insbesondere dann, wenn von einer Ex-post-Korrektur aus systematischen oder aus rechtlichen Gründen abgesehen wird.

14.6.3 Sektorale Differenzierung

Die Mehrzahl der EU-Mitgliedstaaten hat sich für die Festlegung von Sektorbudgets entschieden. Sektorbudgets kommen sowohl mit Benchmarks (siehe Frankreich) als auch ohne Benchmarks (z. B. Großbritannien, Niederlande) für Bestandsanlagen zur Anwendung. Der politische Verhandlungsaufwand zur Festlegung der sektorspezifischen Emissionsbudgets ist zwar höher als bei Anwendung eines einheitlichen Minderungsfaktors, dafür ließen sich Reduktionspotentiale und -kosten (d. h. intersektorale Verteilungseffekte), die Produktionsentwicklung sowie die Wettbewerbssituation (Kostenüberwälzungsmöglichkeiten) sektorspezifisch berücksichtigen. Gegebenenfalls könnte über die Festlegung von Sonderbudgets auch auf einige der besonderen Zuteilungsregeln sowie Härtefallregelungen verzichtet werden. Sektorbudgets könnten somit dazu beitragen, die Komplexität der Zuteilungsregelungen zu reduzieren, die Transparenz des Systems zu erhöhen und den administrativen Aufwands zu vermindern.

14.6.4 Behandlung von Neuanlagen und Reserve

Für die zukünftige *Behandlung von Neuanlagen* ist zu prüfen, inwiefern sich eine Regelung, die den Zukauf von Emissionsrechten für Neuanlagen am Markt vorsieht, durchsetzen lässt. Eine solche Regelung wäre allerdings erst längerfristig möglich, da gemäß TEHG sämtliche Neuanlagen auch in der zweiten Periode eine kostenlose Zuteilung erhalten. Der Zukauf von Emissionsrechten für Neuanlagen ist aus theoretischer Sicht (vgl. Graichen und Requate 2005) einer Gratisvergabe vorzuziehen, wird jedoch auch als Hemmnis für neue Investitionen gesehen. Da einzelne Mitgliedstaaten einen Anreiz haben, durch eine möglichst großzügige Gratis-Regelung Investitionen (auch aus anderen Ländern) anzulocken, bedarf es dazu ggf. einer Kooperation aller Mitgliedstaaten, um ein mögliches „Gefangenendilemma“ zu vermeiden.²⁰⁹

²⁰⁹ Ein solches „Gefangenendilemma“ ist möglicherweise das Ergebnis unkoordinierter Entscheidungen in Bezug auf die Banking-Regelung für EUAs von der ersten in die zweite Zuteilungsperiode (vgl. Schleich et al.

Die *Reserve*, aus der sich die Gratiszuteilung für Neuanlagen speist, ist in Deutschland im internationalen Vergleich relativ klein. Durch den im Bedarfsfall vorgesehenen staatlichen Nachkauf von Rechten am Markt, entstehen für Deutschland allerdings keine Nachteile im Wettbewerb um Investitionen. Als „Übergangslösung“ in Richtung Zukauf auf dem Markt wäre auch ein Windhundverfahren mit international vergleichbaren Reserven denkbar.

Gleichzeitig ist anhand der Benchmarks in anderen Mitgliedstaaten zu prüfen, inwiefern weitere Neuanlagen als bisher im ZuG 2007 vorgesehen, ihre Zuteilung anhand von Benchmarks erhalten, bzw. inwiefern sich die Anzahl der Benchmarks innerhalb vergleichbarer Produkte oder Produktgruppen reduzieren lässt. *Ex-post-Anpassungen* bzw. Über- oder Unterallokationen ließen sich ggf. dadurch vermeiden, dass (z. B. über Kapazitätsbenchmarks wie in Dänemark) Standardauslastungsfaktoren bei der Bestimmung der Aktivitätsgrößen zugrunde gelegt werden. Folgt man den Regelungen in anderen Ländern, dann müsste die Bindungsdauer der Regelungen in Deutschland für Neuanlagen von bis zu 18 Jahren überdacht werden. Durch die Festlegung langer Bindungsdauern erhöht sich zwar die Planungssicherheit für die Investoren, gleichzeitig schränken sie allerdings die Handlungsspielräume für zukünftige Perioden ein (vgl. Kapitel 10).

Überschüssige Emissionsberechtigungen aus der Reserve müssten in Zukunft nicht notwendigerweise stillgelegt werden sondern könnten wie in den meisten anderen Mitgliedstaaten am Markt verkauft werden. Mit den erzielten Einnahmen ließen sich beispielsweise emissionsmindernde Maßnahmen außerhalb des ET-Sektors finanzieren oder Gutschriften aus projektbasierten Mechanismen kaufen. Alternativ könnten die überschüssigen Berechtigungen auch das ET-Budget bzw. die Reserve der Folgeperioden erhöhen.

14.6.5 Auktionsanteil

Den Beispielen Dänemarks, Irlands, Litauens und Ungarns folgend, sollte in Zukunft ein zunehmender Anteil des Emissionsbudgets über eine *Auktion* versteigert werden. Die Einnahmen könnten z. B. zweckgebunden zur Deckung der administrativen Transaktionskosten, zur F&E-Förderung neuer emissionsarmer Technologien, zur Finanzierung von emissionsmindernden Maßnahmen außerhalb des ET-Sektors oder zum Kauf von Gutschriften aus projektbasierten Mechanismen durch den Staat verwendet werden. Alternativ könnten die Einnahmen auch zur Senkung des Staatsdefizits oder zur Minderung anderer, die gesamtwirtschaftliche Effizienz hemmende Steuern verwendet werden (vgl. Kapitel 3.7.1). Für den Fall, dass Neuanlagen Emissionsrechte am Markt zukaufen müssten, würde eine Zunahme des Auktionsanteils für Bestandsanlagen für mehr „Gerechtigkeit“ bei der Zuteilung zwischen Bestands- und Neuanlagen sorgen.

2006). Von wenigen Ausnahmen (Polen und Frankreich) abgesehen, haben sämtliche EU Mitgliedsstaaten ein solches Banking verboten.

14.6.6 Mehrjährige Basisperiode

Durch die Verwendung einer mehrjährigen Basisperiode mit der Möglichkeit, *eines oder mehrere Jahre zu streichen*, ließen sich globale, unternehmens- oder anlagenspezifische Sondereinflüsse wie Konjunkturschwankungen, temporäre Umsatzrückgänge oder Wartungsarbeiten berücksichtigen. Bei einer solchen Regelung könnte ggf. auf transaktionskostenintensive *Härtefallregelungen* verzichtet werden. Je weiter die Basisperiode zeitlich zurückliegt, desto stärker können *Early action* in die Zuteilung mit einbezogen werden.

14.6.7 Literatur

- DIW Berlin, FZ Jülich, FhG-ISI Karlsruhe, Öko-Institut Berlin 2004: Politiksznarien für den Klimaschutz. Langfristszenarien und Handlungsempfehlungen ab 2012 (Politiksznarien III). Untersuchungen im Auftrag des Umweltbundesamtes herausgegeben von P. Markewitz und H.-J. Ziesing. Schriften des Forschungszentrums Jülich. Reihe Umwelt. Band 50.
- EEA (European Environment Agency) 2004: Analysis of greenhouse gas emission trends and projections in Europe 2004, EEA Technical report No 7/2004, Copenhagen.
http://reports.eea.eu.int/technical_report_2004_7/en/Analysis_of_GHG_trends_and_projections_in_Europe.pdf
- Ecofys (2004): Analysis of the national allocation plans for the EU emissions trading scheme, Ecofys UK, August 2004, http://www.ecofys.co.uk/uk/publications/documents/Interim_Report_NAP_Evaluation_180804.pdf, S. 74.
- EU Kommission (2003): Non-paper on the installation coverage of the EU emissions trading scheme and the interpretation of Annex I, September 2003, Brüssel,
<http://www.emissionsrechthandel.de/doc/Installation%20non-paper%20-%20for%20WG%203.pdf>.
- Graichen, P. und Requate, T. (2005): Der steinige Weg von der Theorie in die Praxis des Emissionshandels: Die EU-Richtlinie zum CO₂- Emissionshandel und ihre nationale Umsetzung, *Perspektiven der Wirtschaftspolitik* 5, 41-56.
- UBA-DEHSt/Fraunhofer ISI/Öko-Institut (2005): Umsetzung des Emissionshandels in der EU: Nationale Allokationspläne anderer EU-Staaten. (Engl. Version: Implementation of Emissions Trading in the EU: National Allocation Plans of other EU states).
- Schleich, J., Ehrhart, K.-M., Hoppe, C. und Seifert, S. (2006): Banning banking in EU emissions trading, *Energy Policy* 34, 112-120.

15 Fazit und Ausblick (DIW Berlin, ISI, Öko-Institut)

Der Anfang 2005 begonnene Handel mit Emissionsrechten in Europa ist ein Kernelement des Europäischen Klimaschutzprogramms. Dieses Emissionshandelssystem soll wesentlich dazu beitragen, dass die Europäische Union ihr Ziel zur Verminderung von Treibhausgasen gemäß dem Kyoto-Protokoll von 1997 bis zur Periode 2008 bis 2012 und künftige Ziele mit hoher Verbindlichkeit und möglichst kostengünstig erreichen kann.

Die Richtlinie (2003/87/EG) des Europäischen Rates und des Europäischen Parlaments vom 13. Oktober 2003 über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft ist am 25.10.2003 in Kraft getreten. Sie regelt den Emissionshandel in der Periode von 2005 bis 2007 und in folgenden fünfjährigen Handelsperioden. Das System erfasst zunächst die Emissionen von Kohlendioxid (CO₂) in näher bestimmten Anlagen in den Bereichen Energie und Industrie. Nach der Richtlinie werden die Zertifikate in der ersten Periode zu mindestens 95 % und in der zweiten Periode zu mindestens 90 % kostenlos an die Emittenten vergeben. Zur Umsetzung dieses Systems muss jeder Mitgliedstaat für jede Handelsperiode in einem Nationalen Allokationsplan festlegen, wie viele Zertifikate er insgesamt verteilt und wie er diese Gesamtmenge auf einzelne Emittenten (Anlagen) aufteilt. Die Nationalen Allokationspläne sind deshalb für das Funktionieren des Emissionshandels in Europa von entscheidender Bedeutung.

Mit der Änderung der Emissionshandels-Richtlinie (2004/101/EG) vom 27. Oktober 2004 ist der Emissionshandel mit den projektbezogenen Mechanismen des Kyoto-Protokolls (*Joint Implementation* und *Clean Development Mechanismen*) verknüpft worden (sogenannte *Linking-Directive*). Dadurch können künftig aus internationalen Projekten gewonnene Gutschriften für Emissionsreduktionen im europäischen Emissionshandelssystem eingesetzt werden.

Im Rahmen der europäischen Lastenverteilung (*Burden Sharing*) hat sich Deutschland zu einer Verminderung der Emission von Treibhausgasen von 2008 bis 2012 gegenüber dem Basisjahr (1990 bzw. 1995) um 21 % verpflichtet. Dieses Ziel ist eine wesentliche Vorgabe für die Nationale Allokationsplanung, die auch hinsichtlich der Bereiche, die nicht unter das Handelssystem fallen, mit der nationalen Klimaschutzstrategie im Einklang stehen muss. Dadurch erhält das Emissionshandelssystem einen zentralen Stellenwert in der Klimaschutzpolitik.

Ein Emissionshandelssystem unterscheidet sich wesentlich von anderen umweltpolitischen Instrumenten. Es handelt sich um ein ökonomisches, marktbasiertes Instrument, mit dem die Emission von Treibhausgasen einen Preis erhalten soll, den die Unternehmen in ihrer betriebswirtschaftlichen Rechnung berücksichtigen müssen. Externe Umwelteffekte können auf diese Weise internalisiert werden. Anders als bei einer Steuer wird aber nicht der Preis vorgegeben, sondern die zulässige Gesamtmenge an Emissionen, für die handelbare Emissionsrechte ausgegeben werden (*cap and trade*). Durch den Handel mit solchen Zertifikaten erhalten die Unternehmen grundsätzlich ein hohes Maß an Flexibilität, so dass Emissionen innerhalb dieses Systems letztlich dort vermieden werden können, wo die begrenzten Ressourcen am effizientesten eingesetzt werden können. Auf diese Weise kann ein Emissionshandelssystem

insbesondere zur ökologischen Effektivität und zur ökonomischen Effizienz des Klimaschutzes beitragen.

Der Handel mit Emissionsrechten ist zwar schon seit langem in der Umweltökonomik diskutiert worden. Dennoch konnten mit diesem Instrument bisher weltweit nur vereinzelt Erfahrungen gesammelt werden. Vor allem hinsichtlich seiner Größenordnung ist das europäische Emissionshandelssystem international ohne Vorbild. Es ist insofern ein einzigartiges Experiment, das sich in der Praxis erst noch bewähren muss.

Der Handel mit Emissionsrechten bedeutet für Deutschland wie für die meisten anderen EU-Mitgliedstaaten eine Politikinnovation, die die traditionell ordnungsrechtlich geprägte Umweltpolitik durch ein marktwirtschaftliches Instrument erweitert. Bei der Implementierung des neuen Instruments wurde teilweise auf Organisations-, Kompetenz-, Kontroll- und Entscheidungsstrukturen aufgebaut, die für andere Instrumente – z. B. die klassische Luftreinhaltung – geschaffen wurden. Dass das Aufsetzen eines neuen Instruments auf solche Strukturen nicht friktionsfrei verlaufen würde, war zu erwarten.

Schließlich ergibt sich mit dem Start der ersten Verpflichtungsperiode des Kyoto-Protokolls eine enge Verzahnung des EU-Emissionshandelssystems mit den völkerrechtlich verbindlichen Zielen und Prozeduren des Kyoto-Protokolls, woraus sich auch für die praktische Ausgestaltung des EU-Emissionshandelssystems spezifische Herausforderungen ergeben.

Aus all diesen Gründen ist die erste Handelsperiode des EU-Emissionshandelssystems auch als Lernphase angelegt worden, sowohl für die Politik und die Administration als auch für die betroffenen Unternehmen.

Obwohl der Grundgedanke des Emissionshandels einfach ist, erfordert die Umsetzung auf europäischer und nationaler Ebene ein komplexes System von Zielabstimmung, Zertifikatezuteilung, Handelsregelung, Monitoring und Erfüllungskontrolle. Zudem sind bei der Ausgestaltung dieses Systems, insbesondere bei der Aufstellung der Nationalen Allokationspläne, unterschiedliche Kriterien zu beachten, die sich auf die ökologische Wirksamkeit, die ökonomische Effizienz, die administrative Praktikabilität, die Systemkonformität sowie nicht zuletzt die Akzeptanz und die politische Durchsetzbarkeit beziehen. Gerade bei einer Gratiszuteilung der Emissionsrechte rücken dabei Verteilungs- und Wettbewerbseffekte in den Vordergrund. Außerdem wird grundsätzlich gefordert, dass die Regelungen objektiv, transparent und möglichst einfach formuliert werden. Angesichts solcher Anforderungen sind bei der Einführung des Emissionshandels Konflikte unausweichlich, die ein politisches Abwägen und Verhandeln erfordern.

Vor diesem Hintergrund waren sowohl die Einführung des Handelssystems in Europa als auch die Umsetzung auf nationaler Ebene schwierige politische Prozesse, in deren Verlauf oftmals Widerstände durch politische Kompromisse überwunden werden mussten.

Die vom Rat und vom Parlament verabschiedete europäische Richtlinie legt den Rahmen für den Emissionshandel fest und formuliert generelle Anforderungen an die Allokationsplanung, sie lässt den Mitgliedstaaten aber wesentliche Freiräume bei ihrer Umsetzung. Demzufolge ist es in Europa zu vielfältigen Zuteilungsregeln und zu sehr unterschiedlichen Ansätzen hinsichtlich der Bestimmung der insgesamt zugeteilten Emissionsberechtigungen gekommen.

Allerdings ist die Diskussion über das Emissionshandelssystem innerhalb der Europäischen Union längst nicht als abgeschlossen zu betrachten, sondern vor allem mit Blick auf eine stärkere Harmonisierung auf Gemeinschaftsebene bzw. eine weitere Abstimmung zwischen den Mitgliedstaaten z.B. hinsichtlich der Behandlung von Neuemittenten fortzusetzen. In diesem Zusammenhang wird auch die Abgrenzung der in das System einbezogenen Anlagen überprüft, wobei auch diskutiert wird, ob und wie Anlagen mit geringen Emissionen unter dem Aspekt relativ hoher Transaktionskosten ausgenommen werden sollten (z.B. durch De minimis-Regelungen).

In Deutschland erfolgte die gesetzliche Umsetzung der Emissionshandels-Richtlinie durch das Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (TEHG).²¹⁰ Auf der Grundlage des Nationalen Allokationsplans wird die Zuteilung für die erste Handelsperiode 2005 bis 2007 im Zuteilungsgesetz 2007 (ZuG 2007) geregelt. Diese gesetzlichen Regelungen werden durch mehrere Verordnungen ergänzt, unter denen der Zuteilungsverordnung 2007 (ZuV 2007) eine besondere Rolle zukommt.

Das ZuG 2007 enthält zum einen Vorgaben für die Mengenplanung (Makroplan) und zum anderen Zuteilungsregeln für Bestands- und Neuanlagen (Mikroplan). Das darin festgelegte Mengengerüst ist im europäischen Vergleich insofern anspruchsvoll, als Emissionsminderungen gegenüber der Basisperiode angestrebt werden. Dennoch ist die Mengenplanung, die für den Bereich Energie und Industrie eine Verminderung der Emission um 2 Mio. t CO₂ oder 0,4 % vorsieht, was einem Reduktionsfaktor von 0,996 entspricht, insgesamt als recht großzügig anzusehen. Denn das vorgegebene Gesamtziel der Emissionsverminderung macht aufgrund des in der Summe geringen Minderungsbeitrages des Emissionshandelssektors entsprechend höhere Anstrengungen in den nicht vom Emissionshandel betroffenen Bereichen wie Haushalte und Verkehr erforderlich. Außerdem müssen die Emissionen in der zweiten Handelsperiode noch stärker reduziert werden, insbesondere dann, wenn das deutsche Ziel in der Periode 2008 bis 2012 aus eigener Kraft, d.h. ohne die staatliche Nutzung von Emissionsrechten oder Emissionsminderungszertifikaten aus den Flexiblen Mechanismen des Kyoto-Protokolls, erreicht werden soll.

Bei der Zuteilung der Emissionsrechte auf einzelne Anlagen ist es gemäß den grundsätzlichen und besonderen Zuteilungsregeln allerdings zu deutlich unterschiedlichen Belastungen gekommen. Für viele Anlagenbetreiber wird sowohl der gesetzliche Erfüllungsfaktor von 0,9709 als auch die anteilige Kürzung (mit einem zusätzlichen Faktor von 0,9538) angerechnet, die zur Einhaltung der maximalen Gesamtzuteilung an Bestandsanlagen in Höhe von 495 Mio. t CO₂ pro Jahr erforderlich wurde. Daraus resultiert in diesen Fällen eine Gesamtkürzung im Vergleich zu den Emissionen in der Basisperiode um einen Faktor von 0,9260 bzw. um 7,4 %. Zum Ausgleich dieser unerwarteten Belastung hat die Bundesregierung eine Kompensation in Aussicht gestellt.

²¹⁰ Zur Umsetzung der genannten *Linking-Directive* hat das Bundeskabinett am 4. Mai 2005 den Entwurf eines Gesetzes verabschiedet, das sich aus dem Projekt-Mechanismen-Gesetz (ProMechG) und dem Änderungs-gesetz zum Treibhausgas-Emissionshandelsgesetz (TEHG) zusammensetzt.

Die im ZuG 2007 festgelegten Zuteilungsregeln enthalten zahlreiche Differenzierungen, Sonderbehandlungen und Flexibilisierungen. Dies hat unterschiedliche Gründe. So sind z.B. allein aufgrund der Datenverfügbarkeit Unterscheidungen nach dem Zeitpunkt der Inbetriebnahme der betroffenen Anlagen erforderlich. Außerdem sollten Härtefälle und Sondertatbestände wie frühzeitige Emissionsminderungen (*Early Action*), Kraft-Wärme-Kopplung, prozessbedingte Emissionen und Kernenergieersatz berücksichtigt werden. Darüber hinaus sind gesonderte Regelungen für Stilllegungen und Neuanlagen eingeführt worden, die einen wesentlichen Einfluss auf das Kalkül der Investoren haben können. Dabei sieht das ZuG 2007 für den Anlagenersatz eine spezielle Übertragungsregelung vor. Als weitere Flexibilisierung enthält das Gesetz insbesondere die Möglichkeit, dass auch für Bestandsanlagen die Anwendung der Regelung für Neuanlagen gewählt werden kann (Optionsregelungen).

Solche Flexibilisierungen und Sonderregeln sind für die davon betroffenen Betreiber vorteilhaft und können grundsätzlich erforderlich sein, um die unterschiedlichen Anforderungen, die an die Allokationsplanung gestellt werden, zu erfüllen. Allerdings tragen sie zur Komplexität der Zuteilungsregeln und des Zuteilungsverfahrens bei, vermindern damit tendenziell die Einfachheit und Transparenz des Systems und führen für die Anlagenbetreiber zu erheblichen Problemen hinsichtlich der Berechenbarkeit von Zuteilungsentscheidungen.

Außerdem ist zu betonen, dass Flexibilitäten und Sonderregeln bei vorgegebenen Mengenzielen letztlich stets zu Lasten anderer Emittenten gehen, da sie den Erfüllungsfaktor oder einen Faktor für die anteilige Kürzung vermindern. Die Höhe des Erfüllungsfaktors ist Folge der Reservebildung für die Gratisausstattung an Neuanlagen und für Härtefälle sowie der Sonderregeln für *Early Action*, prozessbedingte Emissionen, Kraft-Wärme-Kopplung und Kernenergieausgleich. Dagegen ist für die Höhe der anteiligen Kürzung insbesondere die Inanspruchnahme der Optionsregeln ursächlich. Andererseits hat der Aushandlungsprozess im Spannungsfeld von Mengenziel und Zuteilungsregelungen gezeigt, dass mit zunehmender Zahl von Sonderregelungen der Druck beträchtlich steigt, das Mengenziel immer wieder auszuweiten.

In der Diskussion über den Nationalen Allokationsplan und einzelne Zuteilungsregeln ist häufig – zumindest implizit – eine Zuteilung „nach Bedarf“ gefordert worden. Solche Forderungen deuten auf ein grundsätzliches Missverständnis der Zuteilung in einem Emissionshandelssystem hin, vor dem ausdrücklich zu warnen ist. Denn würde einer Forderung nach bedarfsge rechter Zuteilung im Makro- und im Mikroplan gefolgt, dann wäre das Emissionshandelssystem nahezu wirkungslos. Im Rahmen der umfassenderen Klimaschutzpolitik wäre dies kontraproduktiv, weil es die ökologische Wirksamkeit und die ökonomische Effizienz der Politik beeinträchtigen würde.

Ausgehend von den klimaschutzpolitischen Gesamtzielen müssen die Minderungsbeiträge des Emissionshandelsbereichs im Makroplan mit denen der anderen Bereiche abgestimmt sein. Hauptaufgabe der Mikroplanung besteht dann in der fairen Verteilung der Zertifikate auf die betroffenen Betreiber. Dabei kann eine Orientierung an bisherigen oder künftigen Emissionen – und insofern am „Bedarf“ – erfolgen, wobei allerdings keine individuelle Feinsteuerung der Emissionsrechteverteilung vorgenommen werden kann oder soll. Die Zuteilung sollte auch nicht als staatliche Emissionslenkung missverstanden werden. Mit dem Emissionshandel wird im Gegenteil eine Steuerung der Emissionen durch den Markt angestrebt. Auch die zu erwar-

tenden Effizienzvorteile innerhalb des Emissionshandelsbereichs können im Wesentlichen nicht durch die Nationalen Allokationspläne, sondern durch den Handel mit Emissionsrechten erreicht werden.

Aus theoretischer Sicht kann die Verteilung der Emissionsrechte hinsichtlich der Ergebnisse des Emissionshandels umweltökonomisch neutral sein. So können Versteigerung (Auktionierung) und Verteilung nach historischen Emissionen (*Grandfathering*) unter bestimmten Annahmen zu effizienten Marktergebnissen führen. Allerdings kann sich diese Bewertung insbesondere bei dynamischer Betrachtung ändern, wenn die Zuteilung wie im europäischen System Periode für Periode erfolgt, wenn Neuemittenten gratis ausgestattet werden oder wenn Zuteilungen im Falle von Stilllegungen widerrufen werden. In solchen Zusammenhängen ist besonders darauf zu achten, dass durch die Zuteilungsregeln keine verzerrten Anreize für Unternehmen entstehen.

Selbst wenn die Zuteilungsregeln selbst nicht zu verzerrten Anreizen führen, ist darüber hinaus grundsätzlich zu berücksichtigen, dass sich die Verteilungseffekte der Allokationsplanung auf die Wettbewerbsverhältnisse der direkt und indirekt betroffenen Wirtschaftsbereiche auswirken und damit unbeabsichtigte Wirkungen nach sich ziehen können. Die Auswirkungen des Zuteilungsverfahrens sollten deshalb künftig auch aus diesem Grund beobachtet und untersucht werden.

Bei der Bewertung der Festlegungen im ZuG 2007 und der Diskussion von alternativen Regelungen ist es wichtig, die starken Interdependenzen zu beachten, die zwischen den einzelnen Zuteilungsregeln bestehen. Innerhalb eines solchen Regelwerks können nicht isoliert einzelne Elemente gestrichen oder ersetzt werden, ohne zugleich andere Regeln entsprechend anzupassen. So kann z.B. die Übertragungsregel für Ersatzanlagen nur im Zusammenhang mit den anderen getroffenen Regelungen für Stilllegungen und zusätzliche Ersatzanlagen betrachtet und bewertet werden. Die Beachtung solcher Interdependenzen ist auch eine besondere Herausforderung für den weiteren politischen Prozess der Allokationsplanung.

Die Europäische Kommission hat bisher zwei Bereiche des deutschen Allokationsplans noch nicht genehmigt, nämlich zum einen Ex-post-Anpassungen der Zuteilungsmengen innerhalb der laufenden Handelsperiode und zum anderen Regelungen, die sich auf künftige Handelsperioden beziehen.

Ex-post-Anpassungen der Zuteilungsmengen innerhalb der laufenden Handelsperiode sind im ZuG 2007 an mehreren Stellen vorgesehen. So soll die Zuteilungsmenge für eine Neuanlage, für eine 2003 oder 2004 in Betrieb genommene Bestandsanlage oder für eine Bestandsanlage, für die von der sogenannten Optionsregelung Gebrauch gemacht wird, neu festgelegt werden, wenn die tatsächliche Produktionsmenge geringer ist als die zuvor erwartete bzw. angemeldete Produktionsmenge. Hierdurch soll vermieden werden, dass Emittenten durch Angabe einer überhöhten Auslastung z.B. eines Kraftwerkes zuviel Emissionsrechte erhalten. Weitere Ex-post-Anpassungen wurden vorgesehen für die KWK-Sonderzuteilung, im Fall der Emissionsminderung durch Produktionssenkungen um mehr als 40% sowie bei der impliziten Übertragung der Zuteilung für stillgelegte Anlagen auf Bestandsanlagen. Dagegen fordert die Kommission, dass in allen Fällen das Ex-ante-Prinzip strikt eingehalten wird, gemäß dem eine getroffene Zuteilungsentscheidung nicht mehr verändert wird. Die Bundesregierung hat gegen

das Verbot von Ex-post-Anpassungen durch die Kommission Rechtsmittel eingelegt. Grundsätzlich sind aber – zumindest für künftige Handelsperioden – konzeptionelle und pragmatische Alternativen zu Ex-post-Anpassungen umsetzbar.

Regelungen für künftige Perioden stehen unter dem Vorbehalt einer späteren Prüfung durch die Kommission. Dabei ist auch zu berücksichtigen, dass der Gesetzgeber zwar grundsätzlich frei ist, für folgende Handelsperioden von den bisherigen Regelungen abzuweichen. Allerdings dürfte zumindest eine gewisse politische Bindungswirkung solcher Regelungen bestehen, die in zukünftige Handelsperioden hineinreichen. Insbesondere für die mit Neuanlagen in Zusammenhang stehenden Regelungen sind im ZuG 2007 sehr lange Geltungsfristen vorgesehen, die im Hinblick auf künftige Allokationspläne überprüft werden sollten.

Überlegungen zur künftigen Ausrichtung bei der Weiterentwicklung des Emissionshandels und der Allokationsplanung sollten sich zunächst unabhängig von der Frage der politischen Durchsetzbarkeit an einer Vision bzw. einem Leitbild orientieren, das folgende Hauptelemente umfasst:

1. In den Emissionshandel sollten nach Möglichkeit auch die anderen Treibhausgase und weitere Emittentengruppen einbezogen werden. In diesem Zusammenhang ist auch eine weitere Öffnung des Handelssystems bzw. eine Verbindung mit anderen Emissionshandelssystemen zu verfolgen.
2. Die Mengenplanung sollte stärker an ökonomischen Effizienzkriterien ausgerichtet werden und muss dabei den klimapolitischen Notwendigkeiten folgend eine im Zeitablauf abnehmende Gesamtzuteilung vorsehen. Dies bedeutet insbesondere, dass ein erwartetes gesamtwirtschaftliches Wachstum keinen Emissionszuwachs begründen kann; auch eine Stabilisierung der Gesamtzuteilungsmenge würde nicht ausreichen. Für die Zeit nach 2012 muss frühzeitig ein europäischer Lastenausgleich (*Burden Sharing*) fortgeschrieben werden.
3. Gleichzeitig sollte in der Mikroplanung ein abnehmender Anteil der Gratiszuteilung zu Gunsten einer Auktionierung von Emissionsrechten vorgesehen werden. Insbesondere künftige Neuemittenten sollten knapper oder gar nicht mit Gratiszuteilungen ausgestattet werden, sie müssten dann zumindest einen signifikanten Teil der benötigten Emissionsberechtigungen auf Auktionen oder dem normalen Emissionshandelsmarkt kaufen. Die Zuteilungsregeln sollten insbesondere im Hinblick auf Neuemittenten in Europa stärker harmonisiert werden. Bei Änderungen der Neuanlagenregelung sind hiermit zusammenhängende Regelungen, z.B. die Übertragungsregel, ebenfalls entsprechend anzupassen. Optionsregeln sollten grundsätzlich nicht mehr vorgesehen werden.
4. Auf besondere Regelungen wie derzeit für Early Action, Kernenergieersatz, Kraft-Wärme-Kopplung und prozessbedingte Emissionen sollte nach Möglichkeit verzichtet werden, wobei ggf. entsprechende Kompensationen außerhalb des Emissionshandelsystems zu prüfen sind. Auch Härtefallregelungen sollten auf wenige Ausnahmen beschränkt bleiben. Dies würde dazu beitragen, die Zuteilungsregeln einfacher und transparenter zu gestalten, und zugleich die Lasten für andere Emittenten vermindern.

Hinsichtlich der anstehenden Allokationsplanung für die nächste Handelsperiode ergeben sich aus der Untersuchung darüber hinaus im Einzelnen die folgenden Schlussfolgerungen, wobei zu beachten ist, dass der nächste Allokationsplan gemäß EU-Richtlinie bereits Mitte 2006 notifiziert werden muss:

- Im Makroplan ist – stärker als in der Lernphase – eine möglichst effiziente und faire Abstimmung der Gesamtzuteilungsmenge mit dem Beitrag der Nichthandelssektoren (insbesondere Haushalte und Verkehr) zur Emissionsverminderung erforderlich.
- In der Mengenplanung sind insbesondere auch die erhöhten Beiträge zur Emissionsminderung im Emissionshandelsbereich zu berücksichtigen, die aus der zunehmenden Nutzung von erneuerbaren Energien und aus indirekten Effekten verstärkter Energieeinsparungen in den Endverbrauchsbereichen resultieren.
- Der Abgleich zwischen Mikro- und Makroplan sollte anders als bisher ohne einen zusätzlichen Korrekturfaktor (anteilige Kürzung) erfolgen, d.h. es soll neben dem festzulegenden Emissionsbudget nicht auch ein Erfüllungsfaktor gesetzlich vorgegeben werden.
- Bei der Festlegung der Basisperiode für historische Emissionen ist insbesondere die Datenverfügbarkeit im Jahr 2006 zu berücksichtigen. Als Alternative zur Beibehaltung der bisherigen Basisperiode sind u.a eine Verlängerung und eine Verschiebung zu prüfen, wobei mögliche Anreizverzerrungen eines *Updating* zu beachten sind. In diesem Zusammenhang sind auch Flexibilisierungsmöglichkeiten innerhalb der Basisperiode zu diskutieren.
- Auf Regelungen, die eine Ex-post-Anpassung der Zuteilungsmengen während einer Handelsperiode erforderlich machen, sollte nach Möglichkeit verzichtet werden. Hierzu sind auch angesichts der noch offenen Auseinandersetzung mit der Kommission alternative Regelungen zu entwickeln.
- Aus Gründen der Gleichbehandlung sowie zum Abbau von Verzerrungen wäre eine Harmonisierung der Anlagenabgrenzung sowohl innerhalb der EU als auch zwischen den verschiedenen Bundesländern in Deutschland anzustreben. Gleichzeitig sollte vor dem Hintergrund relativ hoher Transaktionskosten geprüft werden, inwiefern die bisher vorgesehenen Kapazitätsgrenzen für eine verpflichtende Teilnahme am europäischen Emissionshandelssystem durch andere Regelungen, z.B. emissionsbezogene Schwellenwerte im Rahmen einer *De minimis*-Regelung ersetzt oder ergänzt werden sollten.
- Während eine langfristige Orientierung und Stetigkeit der Mengenplanung und der Grundregeln, nach denen die Zuteilung künftig erfolgen soll, grundsätzlich positiv zu bewerten ist, sollte hingegen auf lange Geltungs- und Bindungsfristen in den Zuteilungsregeln verzichtet werden. Dies gilt insbesondere für Neuanlagenregelungen.
- Sofern der Weg einer kostenlosen Neuanlagenzuteilung weiter verfolgt wird, sollten die für eine Gratisausstattung von Neuanlagen angewendeten Benchmarks künftig weniger als bisher nach Prozessen und strikter nach Produkten differenziert und zugleich

in ihrer Höhe tendenziell reduziert werden (zumindest im Ausmaß des technischen Fortschritts).

- Unterschiede in der Behandlung von Neuanlagen nach verschiedenen Regelungen (Übertragungsregelung, Regelung für zusätzliche Neuanlagen) in künftigen Handelsperioden sollten abgebaut werden.
- Die Verwendung von Benchmarks bzw. durchschnittlichen Emissionen je Produkteinheit sollte weiterhin auch für die Zuteilung an Bestandsanlagen geprüft werden.
- Bei der künftigen Zuteilung könnten grundsätzlich Emissionsbudgets für Emittentengruppen bzw. Branchen berücksichtigt werden, dies würde aber voraussetzen, dass eine vollständige Aufteilung der Gesamtmenge auf solche Budgets erfolgen kann.
- Darüber hinaus ist zu prüfen, inwiefern zur Senkung der Transaktionskosten administrative Prozesse vereinfacht werden können.

Angesichts der bisher noch geringen Erfahrungen mit einem System wie dem europäischen Emissionshandel besteht derzeit allerdings zu einer Reihe von Fragen noch ein erheblicher weiterer Bedarf an Untersuchungen, deren Ergebnisse zu einer Verbesserung und Weiterentwicklung des Emissionshandels beitragen könnten.

So gilt es in der nun begonnenen Lernphase des Emissionshandelssystems, zunächst die Ergebnisse des Zertifikatshandels hinsichtlich der Preis- und Mengenentwicklung zu beobachten. Dabei sind die Wirkungen der gegenwärtigen Zuteilungsregeln für Bestands- und für Neuanlagen auf Kosten, Anlagennutzung, Investitionen und Emissionen von besonderem Interesse. Weiterhin sind die Einflüsse des Emissionshandels auf andere Märkte, insbesondere den Strommarkt und die Märkte anderer energieintensiver Industrien, auch im Hinblick auf Wettbewerbsfähigkeit, Preise und Gewinne näher zu analysieren. Dazu zählt auch eine Überprüfung der Kompatibilität und Interaktion des Emissionshandels mit anderen Instrumenten, wobei neben ökonomischen und ökologischen Wirkungen auch administrative und organisatorische Aspekte zu beachten sind. Darüber hinaus werden die sektoralen und gesamtwirtschaftlichen Wirkungen des Emissionshandels und der Allokationsplanung zu untersuchen sein.

Mit Blick auf die Weiterentwicklung des europäischen Emissionshandelssystems und die stärkere Integration dieses Instruments in nationale, europäische und internationale Klimaschutzstrategien sind die Verknüpfungen mit anderen flexiblen Mechanismen und Handelssystemen sowie die Ausweitungsmöglichkeiten des Systems auf andere Treibhausgase und Emittenten weiter zu klären. Ein wichtiger Bereich für künftige Untersuchungen besteht auch in diesem Zusammenhang in der Analyse der Wechselwirkungen des Emissionshandels mit anderen nationalen und europäischen Instrumenten der Klimaschutzpolitik.

Wenn das europäische Experiment des Emissionshandels gelingt, könnte sich dieses System zum Hauptinstrument der Klimaschutzpolitik entwickeln - und eine Anwendung auch in anderen Umweltbereichen anstoßen. Der Emissionshandel wird sich aber aus konzeptionellen wie auch aus pragmatischen Gründen auch künftig nicht als das einzige Instrument der Klimapolitik erweisen, sondern wird in eine national und international abgestimmte klimaschutzpolitische Gesamtstrategie eingebettet sein.

Anhang (ISI, Öko-Institut)

A1 Benchmarks homogener Produktgruppen (ISI)

A1.1 Grundsätzliche Überlegungen zu Benchmarks

Die Grundidee des Benchmark-Ansatzes bei der Zuteilung für bestehende oder neue Anlagen besteht darin, *für vergleichbare Produkte eine einheitliche Zuteilung nach einem spezifischen Emissionswert pro Produkteinheit (kWh, t) vorzunehmen.*

Benchmarking ist eine in der Industrie seit langem praktizierte Methode, um mittels Kennzahlensystemen Produkte oder Prozesse hinsichtlich ihrer Verbesserungspotenziale im Vergleich zu hinreichend ähnlichen Produkten oder Prozessen systematisch zu analysieren. Üblicherweise wird hier der „Beste“ oder ein „Durchschnitt der Besten“ als Maßstab verwendet, an dem sich die anderen messen. Zur Ermittlung von Benchmarks hinterlegen die Teilnehmer ihre genau definierten Daten bei einer neutralen Stelle, die hieraus Kennwerte bildet und diese allen Teilnehmern zur Verfügung stellt.

Im Zusammenhang mit der Aufstellung des nationalen Zuteilungsplans für den Handel mit Treibhausgasemissionsberechtigungen kommt die Verwendung von Benchmarks sowohl für die kostenlose Zuteilung von Emissionsrechten für Bestandsanlagen wie auch für Neuanlagen in Betracht. In beiden Fällen können hierzu Benchmarks verwendet werden, die sich am Durchschnitt der bestehenden Anlagen orientieren (Durchschnitts-Benchmarks) wie auch am Stand der Technik („Best verfügbare Technik“ (BvT)-Benchmarks).

In der Richtlinie zum Emissionshandel wird in Artikel 30 k) explizit in Zusammenhang mit der Überprüfung und Weiterentwicklung der Richtlinie die Überlegung von gemeinschaftsweiten Benchmarks angesprochen.²¹¹ Außerdem finden in Anhang 3 Absatz 3 Durchschnitts-Benchmarks²¹² und in Absatz 7 BvT-Benchmarks in Zusammenhang mit der Berücksichtigung von early action explizit Erwähnung.²¹³ Eine Anwendung von Benchmarks ist somit in der Richtlinie bereits verankert.

Die wesentlichen Vorteile einer Zuteilung von Berechtigungen auf der Grundlage von Benchmarks sind

- Transparenz der Zuteilungsregel,
- Vermeidung der aufwändigen Einzelfallberücksichtigung von „Early actions“,

²¹¹ Die Kommission wird in ihrem Bericht am 30. Juni 2006 auch auf die Frage eingehen, ob es möglich ist, gemeinschaftsweite Benchmarks als Grundlage für die Zuteilung zu entwickeln, wobei die besten verfügbaren Techniken und Kosten-Nutzen-Analysen zu berücksichtigen sind."

²¹² "Die Mitgliedstaaten können bei ihrer Aufteilung von Zertifikaten die durchschnittlichen Treibhausgasemissionen je Erzeugnis in den einzelnen Tätigkeitsbereichen und die in diesen Tätigkeitsbereichen erreichbaren Fortschritte zugrunde legen."

²¹³ "Aus Referenzdokumenten zu den besten verfügbaren Technologien resultierende Benchmarks dürfen von den Mitgliedstaaten bei der Aufstellung ihrer nationalen Zuteilungspläne verwendet werden, und diese Benchmarks können ein Element der Ermöglichung frühzeitiger Maßnahmen enthalten."

- das beim Grandfathering mit updating auftretende Problem der Entwertung aller bis dahin durchgeführten technischen Reduktionsmaßnahmen bei einem Übergang von einer Periode in die nächste lässt sich durch Benchmarking vermindern. Dadurch kommt es zu einem geringeren Anreiz für verzerrend wirkendes strategisches Verhalten der Unternehmen (Orientierung von Zubau und Stilllegung an den Zuteilungsperioden),
- geringe Wettbewerbsverzerrungen / Gleichbehandlung für vergleichbare Produkte,
- Erleichterungen bei der Operationalisierung der Neu-Emittentenausstattung,
- eine Änderung der Zuteilungsregel in zukünftigen Perioden ist nicht nötig und erleichtert eine EU-weite Anwendung,
- durch die Verwendung von einheitlichen Benchmarks lassen sich Problemen im Zusammenhang von Anlagenstilllegungen und Neuanlagen reduzieren.

Bei einer Zuteilung nach Benchmarks entstehen *Anreize zur Umstellung der Produktion im Sinne des Klimaschutzes*. Hieraus folgt: Eine *Differenzierung der Benchmarks nach Produktionsverfahren oder Brennstoffen* ist klimaschutzpolitisch prinzipiell *kontraproduktiv*. Zu rechtfertigen ist sie nur aus politischen und rechtlichen Überlegungen (v.a. Bestandsschutz). Je stärker die Benchmarks nach Verfahren und Brennstoffen differenziert werden, desto geringer sind die vom Emissionshandel ausgehenden Innovationsanreize für den Klimaschutz und die mit dem Instrument erzielbaren Kostenvorteile.

Benchmarking ist allerdings *nur für hinreichend homogene Produktkategorien* anwendbar. Heterogene Produkte mit völlig unterschiedlichen Anwendungseigenschaften lassen sich nur schwer in einer Kategorie zusammenfassen.

A1.2 Überlegungen zur Bildung von Benchmark-Gruppen und Datenlage

Wesentliche CO₂-Reduktionspotenziale bestehen in der Substitution von Energieträgern und von Prozessen. Da das Ziel des Emissionshandels die kosteneffiziente Reduktion von CO₂-Emissionen ist, sollte ein Benchmarking-System für die Verwendung im NAP so gestaltet sein, dass es Anreize gibt, möglichst viele dieser Optionen zu nutzen. Dieses Kriterium erfüllt nur die Verwendung von Produktgruppen für die Einteilung der Benchmark-Klassen. Durch diesen Ansatz wird der Wettbewerb um das CO₂-günstigste Produktionsverfahren angeregt.

Da es nur wenige identische Anlagen gibt, würden Benchmarks auf einzelne Techniken zu einer großen Rechtsunsicherheit führen und im Endeffekt zu einer unübersehbaren Vielzahl von Benchmarkgruppen. Die Berücksichtigung der Brennstoffarten würde keine Anreize zur Brennstoffsubstitution geben und könnte dazu führen, dass eine Anlage mit einem sehr CO₂-intensiven Energieträger trotz nahezu doppelt so hohen CO₂-Ausstoß pro Produkteinheit besser gestellt würde wie eine etwas weniger energieeffiziente Anlage mit einem deutlich weniger CO₂-intensiven Brennstoff. In ihrer Wirkung für den Emissionshandel entsprächen diese Ansätze im Prinzip einem Grandfathering.

Tabelle A- 1 enthält den Vorschlag einer Einteilung in homogene und heterogene Produkte aus dem „Eckpunktepapier“ (DIW/Öko-Institut/ISI 2003).

Nach ersten Abschätzungen sind die benchmarkfähigen Produkte für rund 75 % der dem Emissionshandel unterliegenden Emissionen verantwortlich, umfassen jedoch nur rund 30 % der Anlagen.

Tabelle A- 1 Mögliche Einteilung in homogene und in heterogene Produkte

| Hinreichend homogene Produkte | Heterogene Produkte |
|--|--|
| Strom | Mineralölprodukte |
| Dampf, Wärme aus Feuerungsanlagen | Spezialstähle |
| Steinkohle-Koks | Spezialgläser |
| Geröstete bzw. gesinterte Metallerze | Spezielle Ziegeleierzeugnisse wie feuerfeste Steine, Fliesen, Steinzeug, Porzellan, etc. |
| Roheisen bzw. Stahl: Roheisen, Oxygenstahl, Elektrostahl | Spezialpapiere und Pappen |
| Zementklinker | |
| Kalk: Weich-, Hartbranntkalk, Dolomitkalk | |
| Glas: Behälterglas, Flachglas | |
| Keramische Erzeugnisse: Mauerziegel, Dachziegel | |
| Zellstoff: Sulfat-, Sulfitzellstoff | |
| Druck-, Presse-, Büro-, Administrationspapiere; Karton und Pappe für Verpackungszwecke; Hygienepapiere; Holzstoff; Halbstoff aus Altpapier | |

Quelle Fraunhofer ISI; DIW/Öko-Institut/ISI 2003

Die Datenerhebung, die im Rahmen des nationalen Allokationsplans durchgeführt wurde, bot für viele Bereiche keine hinreichende Differenzierung zur Ermittlung von Durchschnitts-Benchmarks für Bestandsanlagen (vgl. auch Kapitel 16.1.2.1). Aufgrund des mit der Mineralölwirtschaft und der Eisenschaffenden Industrie vereinbarten „Glocken-Ansatzes“ können diese ebenfalls nicht in einen Benchmarking-Ansatz einbezogen werden, da dies dem Sinn des Glockenansatzes widerspricht und von den Betreibern die erforderlichen Daten nicht geliefert werden. Eine Abfrage bei den betroffenen Verbänden ergab zudem, dass Benchmarking mit Ausnahme der Zementindustrie auf Widerstände stieß. Ein Entscheidungskriterium dafür,

welche Produktgruppen hinreichend homogen sind, lässt sich wissenschaftlich nicht eindeutig ableiten, sondern ist politisch festzulegen.

Der „Lösungsraum“ für CO₂-Vermeidungsstrategien sollte durch Benchmarks möglichst nicht eingeschränkt werden. Bei einem Benchmark auf die Erzeugung können die vielen bedeutenden Minderungsoptionen auf der Nachfrageseite nicht berücksichtigt werden. Dieses Problem tritt in der Zementindustrie und insbesondere im Wärmebereich auf. Ein Benchmark für Wärme aus Kesseln, Dampferzeugern, Industrieöfen ist möglich, hat aber den Nachteil, dass für die Aktivierung der eigentlichen CO₂-Minderungspotenziale auf der Nachfrageseite keine Anreize durch den Emissionshandel bestehen. Ein Benchmarking unter Einbezug der Nachfrageseite erscheint zumindest kurzfristig aufgrund ihrer Heterogenität nur für sehr wenige Fälle möglich. Da ein Großteil der Wärme in die nicht vom Emissionshandel erfassten Sektoren Privathaushalte und Gewerbe, Handel, Dienstleistungen geliefert wird, wird trotz der oben genannten Einschränkungen ein Benchmark-Ansatz vorgeschlagen.

Ebenfalls aus praktischen Gesichtspunkten nicht sinnvoll ist ein Benchmarking für Produkte mit sehr speziellen Eigenschaften, die nur in kleinen Mengen hergestellt werden, da hier der Zeitaufwand in keinem angemessenen Verhältnis zum Nutzen steht. Es ist sogar möglich, dass so wenige Anlagen betrieben werden, dass keine für ein Benchmarking hinreichend große Anzahl von Anlagen existiert. Diese zumindest kurzfristig nicht in einen Benchmark-Ansatz einzubeziehenden Produkte sind

- Produkte aus Thermoprozess-Anlagen der Industrie,
- Spezialgläser wie Bleikristallgläser, feuerfeste Gläser, Gläser für optische Anwendungen etc.,
- Spezielle Kalksorten für besondere Anwendungen,
- Alle Ziegeleierzeugnisse, soweit sie nicht Mauer- oder Dachziegel sind; sowie feuer-feste Steine, Fliesen, Steinzeug, Porzellan, etc.,
- Spezialpapiere und -pappen.

Ein weitergehender Vorschlag für Benchmarking-Gruppen, in den die oben angeführten Überlegungen mit eingeflossen sind, ist Tabelle A- 2 zu entnehmen. Für bestehende Anlagen ist zu beachten, dass aus Gründen des Bestandsschutzes eine weitergehende Differenzierung notwendig werden könnte, die in einer Berücksichtigung der eingesetzten Energieträger bei den Kraftwerken und Wärmeerzeugern liegen wird, da diese je nach Energieträger unterschiedliche Wirkungsgrade aufweisen.

Da in KWK-Anlagen Strom und Wärme gleichzeitig erzeugt wird, sollten beide Produkte eine Zuteilung nach jeweiligen Vergleichsprozessen zugeteilt bekommen.

Tabelle A- 2 Vorschlag für Benchmark-Gruppen

| ET-Branche | CO ₂ -Anteil am ET-Segment | Hinreichend homogene Produkte | Bezugsgröße |
|--|---------------------------------------|---|---|
| Kraftwerke | 72 % | Strom: | MWh Strom (Kond-KW, KWK) MJ Wärme (KWK) MJ Wärme |
| Wärmeerzeuger (Dampfkessel, Heizwerke etc.) | 5 % | Warmwasser, Dampf | |
| Mineralölraffinerien ¹ | 5 % | Benzin, Diesel, HEL, HS | jeweils t Produkt |
| Kokereien ¹ | 1 % | Steinkohle-Koks | t Koks |
| Anlagen zur Herstellung von Roheisen oder Stahl ¹ | 2,5 % (7 %) ³ | Roheisen; Oxygenstahl; Elektrostahl | t Eisen; jeweils t Stahl |
| Zementherzeugung | 1,5 % (5%) ³ | Zementklinker oder Zement | Zement (-Klinker) |
| Kalkerzeugung ² | <1 % (>1 %) ³ | Weich-, Hartbranntkalk, Dolomitkalk | jeweils t Kalk |
| Glaserzeugung | 1 % | Behälterglas, Flachglas | jeweils t Glas |
| Erzeugung keramischer Produkte | <0,1 % | Mauerziegel, Dachziegel | jeweils t Ziegel |
| Erzeugung von Zellstoff | 1 % | Zellstoff | t Zellstoff |
| Erzeugung von Papier und Pappe ² | | Druck-, Presse-, Büro-, Administrations-papiere;Karton und Pappe für Verpackungs-zwecke, Hygienepapiere; Holzstoff; Halbstoff aus Altpapier | jeweils t Produkt |
| Anmerkungen: ¹ wegen „Glocken-Ansatz“ z. Zt. nicht möglich, ² aufgrund der relativ großen Heterogenität ggf. erst langfristig festlegbar, ³ einschließlich prozessbedingte Emissionen | | | |

Quelle: Zusammenstellung des Fraunhofer ISI

Tabelle A- 3 enthält die Ergebnisse erster Überlegungen zu Anhaltewerten für Neuanlagen-Benchmarks nach dem Stand der Technik.

Tabelle A- 3 Anhaltswerte für Neuanlagen-Benchmarks nach dem Stand der Technik

| Produktgruppe | Referenztechnik | Brennstoff | Nenn-Wirkungsgrad/ spezif. Energiebedarf |
|-----------------------|---|------------|---|
| Strom | GuD-Kraftwerk | Erdgas | 57,5 % elektrisch |
| Warmwasser | Brennwertkessel | Erdgas | 105 % thermisch |
| Prozessdampf | Dampferzeuger | | 95 % thermisch |
| Zementklinker/ Zement | Kurzer Drehrohrofen mit mehrstufigen Zyklonvorwärmer und Vorkalziner | Erdgas | 3,0 GJ/t Klinker 2,4 GJ/t Zement |
| Behälterglas | Regenerativofen mit Scherbenvorwärmung Querbrennerwanne mit regenerativer Luftvorwärmung | Erdgas | 3,5 GJ/t Glas |
| Flachglas | | | 5,4 GJ/t Glas |
| Mauerziegel | Tunnelofen | Erdgas | 1,5 GJ/t Ziegel |
| Dachziegel | | | 2,0 GJ/t Ziegel |

Quelle: Zusammenstellung des Fraunhofer ISI

A1.3 Generierung von Benchmarks für Bestandsanlagen

Die Ergebnisse der Sondierung von Ansätzen zur Generierung von Durchschnitts-Benchmarks für Bestandsanlagen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Erste Überlegungen, Durchschnitts-Benchmarks auf der Ebene der oben genannten Produktgruppen aus der ersten *Datenerhebung bei den Anlagenbetreibern* zu ermitteln, scheiterten an der Datenlage (mangelnde Vollständigkeit und Plausibilität vieler Datensätze), die eine Bildung von belastbaren Kennzahlen auf unterschiedlich disaggregierten Ebenen nicht erlaubte.
- Durchschnitts-Benchmarks lassen sich prinzipiell auch aus *den Daten des Statistischen Bundesamtes* ermitteln (jedoch nicht für alle Branchen in dem notwendig erscheinenden Disaggregationsgrad). Auch ist hier mit teilweise erheblichen Unschärfen zu rechnen, da die Betriebe nach dem Schwerpunktprinzip melden und so auch Energieverbräuche für branchenfremde Produkte mit erfasst sein können, sowie weil alle Energieverbräuche und nicht nur die dem Emissionshandel unterliegenden (z.B. Raumwärme, Anlagen kleiner 20 MW) aufgelistet sind.

- *Studien, Datenbanken* etc. mit einer breiten empirisch abgesicherten Datenbasis, aus denen Daten für ein Durchschnitts-Benchmark gewonnen werden könnten, liegen nicht vor. Allerdings gibt es relativ gute Daten zum Strom- und Fernwärmesektor sowie zur Zementherzeugung. Hierfür könnten Daten bereitgestellt werden. Die schlechtere Datenlage ließe eine Bereitstellung von Daten für Ziegel insgesamt (nicht unterteilt) und Flachglas noch möglich erscheinen, für Behälterglas jedoch vermutlich nicht. Für Kalk und Papier ist eine kurzfristige Datenbereitstellung auszuschließen;

Bereiche, für die (gegenwärtig noch) kein Benchmark durchführbar ist, müssen ihre Emissionsrechte nach dem Grandfathering-Ansatz zugeteilt bekommen.

A1.4 Generierung von Benchmarks für Neuanlagen

Die Ergebnisse der Sondierung von Ansätzen zur Generierung von Benchmarks für Neuanlagen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Benchmarks für Anlagen nach dem heutigen Stand der Technik, die als Referenztechnik dienen könnten, können durch Abfragen bei Betreibern und Herstellern dieser Anlagen ermittelt und mit nationalen und internationalen Studien verglichen werden. Es könnte allerdings die Gefahr bestehen, dass Informationen sowohl von Herstellern wie von Betreibern nicht weitergegeben werden. Um trotz dieses möglichen strategischen Verhaltens die erforderlichen Informationen zu erhalten, sollten die Meldungen zu den neu errichteten Anlagen, für die eine Zuteilung oder Übertragung von Emissionsberechtigungen beantragt wird, ausgewertet werden. Bei Inkaufnahme weniger gesicherter Daten könnten diese auch ohne Mitarbeit der Industrie durch Auswertung von Studien ermittelt werden.
- Benchmarks für Anlagen nach dem heutigen Stand der Technik könnten z.B. den „BREF“ entnommen werden. Diese „BAT-notes“ behandeln jedoch alle Umweltaspekte der Techniken und geben für Energieverbräuche relativ große Bandbreiten an, die für eine Zuteilung von Emissionsrechten zu groß erscheinen. Diese Werte sind in umfangreichen, von der Industrie begleiteten europäischen Studien ermittelt worden und teilweise in der Industrie umstritten. Sie wurden um das Jahr 2000 fertig gestellt, die jüngste dort zitierte Literatur ist aus dem Jahr 1997, so dass die Datenlage für eine Neuanlagenzuteilung veraltet scheint. Allerdings besteht die Möglichkeit, dass die BREF demnächst aktualisiert werden. In diesem Fall wäre es wert zu prüfen, inwiefern diese mittelfristig für europaweit harmonisierte Benchmarks verwendet werden könnten.
- In den dem Emissionshandel unterliegenden sehr energieintensiven Branchen werden schon bisher aus Gründen der Energiekosteneinsparung bei der Investition in Neuanlagen nahezu alle wirtschaftlichen Energieeinsparoptionen ausgeschöpft. Wenn die Erarbeitung der BvT-Benchmarks langwierige Abstimmungs- und Verhandlungsprozesse erforderlich macht, könnten auf Grund des dadurch entstehenden Zeitverzugs und der Verhandlungskompromisse eine Verwendung von Durchschnitts-Benchmarks der in dem letzten Jahr oder der letzten Periode neu in Betrieb genommener Anlagen

verwendet werden. Von diesen Anlagen ist zu erwarten, dass sie nahe am technisch-wirtschaftlichen Potenzial liegen. Für diesen Ansatz müssten diese Daten allerdings verfügbar gemacht werden.

Um Anreize zur Energieträgersubstitution zu geben, sollte das Benchmark bei Neuanlagen nicht brennstoffspezifisch sein. Da die Unternehmer die Benchmarks vor ihrer Investitionsentscheidung kennen, können sie diese entsprechend berücksichtigen. Für die Anreizwirkung spielt es keine Rolle, für welchen Brennstoff die Benchmarks gebildet bzw. festgesetzt werden, solange sie für das produzierte Produkt gleich sind. Die Höhe der Benchmarks beeinflusst allerdings die Wirtschaftlichkeit einer Neuanlage und damit die Diffusion neuer Technologien. Mit Ausnahme der Roheisenerzeugung über den Hochofenprozess, der Koks zu metallurgischen Zwecken benötigt, lassen sich unter technischen Gesichtspunkten alle Verfahren auch mit Erdgas oder Heizöl-EL betreiben. Der Unterschied in den CO₂-Emissionen liegt bei rund 25 %, gegenüber Braunkohle wird pro Energieeinheit mit Erdgas sogar nur die Hälfte des CO₂ emittiert. Eine Berechnung der Neuanlagen-Benchmarks auf Basis von Erdgas würde die anspruchsvollsten Benchmarks vorgeben. Dies hätte nicht nur Auswirkungen auf die einzelne betroffene Anlage, sondern würde - da die Reserve für Neuanlagen kleiner ausfiele - bei einem gegebenen Gesamtbudget die Zuteilungen der anderen Anlagen erhöhen.

Bei der Festlegung der Höhe der Benchmarks für Neuanlagen sind folgende Punkte zu berücksichtigen:

- In den öffentlichen Wärmekraftwerken werden bezogen auf die fossilen Brennstoffe rund 42 % Steinkohlen, 46 % Braunkohlen, 2 % Mineralöle und 10 % Gase eingesetzt. Diese Verhältnisse gilt es bei einer starken Ausrichtung auf Erdgas in der Elektrizitätswirtschaft unter den Aspekten Versorgungssicherheit, Wettbewerbsfähigkeit, Wirtschaftlichkeit, Sicherung des Produktionsstandortes etc. zu beachten.
- In der Branche Glas und Keramik werden heute bereits bei den Brennstoffen zu über 80 % Erdgas und knapp 20 % Mineralöle eingesetzt. Dabei kommt Öl üblicherweise nur im Winter zum Einsatz, um Gas für den Raumheizbereich freizugeben. Ein Benchmark bezogen auf 100 % Erdgas würde diese klimafreundliche temporäre Substitution möglicherweise unattraktiv werden lassen und zu höheren Kosten in der Erdgasversorgung für alle Abnehmer führen, ohne nennenswert zu einer CO₂-Reduktion beizutragen.
- Bei der Verarbeitung von Steinen und Erden werden bei den Brennstoffen knapp 25 % Erdgas, gut 20 % Mineralölprodukte (in erheblichem Umfang „Reststoffe“ wie Petrolkoks) und zu etwa 40 % Kohle eingesetzt. Eine Steigerung des Einsatzes von Erdgas, aber auch von biogenen Stoffen und Abfallbrennstoffen sind hier möglich. Die höheren Brennstoffkosten sind vom Investor gegen die Zertifikatspreise abzuwägen.

Zwar liegt es nahe, für Neuanlagen Benchmarks für neue Anlagen zu verwenden, aber die Verwendung gleicher Durchschnittsbenchmarks für Alt- und Neuanlagen brächte einige nennenswerte Aspekte mit sich (die Steuerung der Gesamtmenge der Emissionszertifikate des ET-Sektors erfolgt über den Erfüllungsfaktor):

- Die Wirtschaftlichkeit effizienter Neuanlagen verbessert sich gegenüber den Altanlagen im Vergleich zu einem reinen Grandfathering, so dass es zur schnelleren Diffusion von Neuanlagen kommt. Im Zeitverlauf verstärkt sich dieser Anreiz, da der Durchschnitts-Benchmark dynamisch mit jeder Stilllegung einer Altanlage und jeder Inbetriebnahme einer Neuanlage anspruchsvoller wird. Mögliches strategisches Verhalten der Unternehmen in Form von verzögerten Anlagenstilllegungen lässt sich hiermit reduzieren.
- Je nach gewähltem Zuteilungsverfahren kann der Übergang von einer Zuteilungsperiode in die folgende unabhängig von einer Änderung des Erfüllungsfaktors zu einem Verlust an Emissionsberechtigungen führen. Dies ermöglicht es den Betreibern nicht mehr, ohne den Zukauf von Emissionsrechten ihre Anlage zu betreiben, im Falle dass alle Minderungsoptionen an der Anlage bereits ausgeschöpft sind. Letzteres trifft für Neuanlagen häufig zu. Ein solches Problem tritt bei einem einheitlichen Benchmark nicht auf.
- Es erfolgt kein Bruch in der Logik des Bezugs auf das Produkt, da der Benchmark auch unabhängig vom Alter der Anlage nur auf das Produkt bezogen wird.
- Der Anreiz für eine Brennstoffsubstitution bleibt erhalten, da der produkt- durchschnittliche Brennstoffmix verwendet wird. Auch in der Elektrizitäts- und Wärmewirtschaft würde ein Übergang von einem brennstoffspezifischen Benchmark bei Altanlagen auf einen auf den produktüblichen (branchenüblichen) Brennstoffmix bezogenen Benchmark akzeptabler erscheinen.
- Sofern eine Neuanlage nur in ihrer ersten Periode den Status einer Neuanlage hat und danach in den Status einer Altanlage zu wechseln hat und hierbei somit auch der anspruchsvolle Benchmark einer Neuanlage in den weniger anspruchsvollen Benchmark einer Bestandsanlage wechselt, kann die paradoxe Situation entstehen, dass sie trotz „verschärftem“ Erfüllungsfaktor mehr Emissionsrechte zugewiesen bekommt als vorher und besser gestellt sein könnte als eine identische Anlage, die erst in dieser zweiten Periode zugebaut würde.
- Sofern eine Neuanlage immer ihren einmal festgelegten Neuanlagen-Benchmark ohne Anwendung eines Erfüllungsfaktors behalten könnte, ließen sich Gesamt-Reduktionsziele im Extremfall langfristig nicht mehr steuern.
- Werden auch für Neuanlagen Durchschnitts-Benchmarks angesetzt, so führt die zusätzliche Anwendung eines Erfüllungsfaktors nicht zwangsweise dazu, dass Betreiber von Neuanlagen eine Unterausstattung and Berechtigungen erhalten.

Im Folgenden werden Orientierungsgrößen für neue Referenztechniken und ihre Benchmarks genannt und erläutert, die als BvT-Orientierungsgrößen im politischen Verhandlungsprozess zur Festlegung der Benchmarks im ZuV 2007 dienen:

Strom

Als Referenztechnik für die Stromerzeugung sollte ein Erdgas-GuD-Kraftwerk mit einem Nettowirkungsgrad von 57,5 % zu Grunde gelegt werden. Bei KWK-Anlagen wird für die

Stromerzeugung der gleiche Nettowirkungsgrad angesetzt, für die ausgekoppelte Wärme wird nach den unten genannten Benchmarks für Wärmeerzeuger zugeteilt.

Wärmeerzeugung

Für Heizwärme kann ein Erdgas-Brennwertkessel mit einem Wirkungsgrad von 105 % zugrunde gelegt werden; bei Prozesswärme ein Wirkungsgrad von 95 % auf Basis von Erdgas.

Da es sich bei den oben genannten Werten um Bestwerte unter normierten Prüfstandsbedingungen handelt, sind für eine Zuteilung von Emissionsrechten mittlere Jahres-Nutzungsgrade zu verwenden. Diese hängen von der Betriebsdynamik ab und können für die jeweiligen spezifischen Einsatzfälle variieren. Als Größenordnung erscheint vorläufig für die Stromerzeugung ein Abschlag von 2,5 %-Punkten, für die Wärmeerzeugung von 5 %-Punkten angemessen.

Die im Folgenden genannten Kennwerte können nur für einen ersten groben Überblick dienen:

Roheisen

Für die Roheisenerzeugung kommt in Deutschland aus wirtschaftlichen Gesichtspunkten nur der Hochofenprozess in Frage. Bei diesem sind die Verbesserungspotenziale bis auf wenige Prozentpunkte weitgehend ausgeschöpft. Der spezifische Einsatz von Brennstoffen liegt bei rund 11 GJ/t, wobei der metallurgisch bedingte Anteil und das Koppelprodukt Hochofengas berücksichtigt werden muss. Eine Energieträgersubstitution ist hier nur sehr eingeschränkt möglich.

Für das Sintern von Erzen werden rund 1,5 GJ/t benötigt, auch hier sind die Potenziale in Deutschland bereits weitgehend ausgeschöpft.

Zement

Ein Ofen für das Trockenverfahren mit mehrstufiger Zyklon-Vorwärmung und Vorkalzinierung gilt als die beste verfügbare Technik für die Produktion von Zementklinker. Der spezifische Wärmebedarf beträgt bei der besten verfügbaren Technik zurzeit 3,0 GJ/t Klinker bzw. ca. 2,4 GJ/t Zement.

Kalk

Schachtöfen haben den niedrigsten spezifischen Energiebedarf, der in der Größenordnung von 3,6 bis 4,2 GJ/t Kalk liegt.

Ziegel

Für die Herstellung von Mauerziegeln werden rund 1,5 GJ/t benötigt, für Dachziegel rund 2,0 GJ/t, wovon rund 0,9 GJ/t zum Trocknen benötigt werden. Die Wärme für den Trockner wird üblicherweise aus dem Ofen entnommen.

Glas

Für das Schmelzen von Behälterglas werden rund 3,5 GJ/t Glas benötigt; für Flachglas rund 5,4 GJ/t Glas.

Papier

Die vorliegenden Zahlen für den spezifischen Energiebedarf zur Papierherstellung variieren im Bereich zwischen 5 und 8 GJ pro Tonne, was durch unterschiedliche Systemabgrenzungen und unterschiedliche Papierqualitäten verursacht sein kann.

Für Bereiche, für die (gegenwärtig noch) keine Benchmarks möglich sind, wurde empfohlen, eine Zuteilung an Neuanlagen nach dem „Stand der Technik“ vorzunehmen. Da dieser für Bereiche, in denen kein Benchmarking möglich ist, per Definition kein Benchmark im bisher verwendeten Sinne sein kann, könnte hier eine Umkehrung der Beweislast in Kraft treten, dass also der Investor eine Erklärung abgibt, wonach die von ihm zu errichten gewünschte Anlage dem Stand der Technik entspricht.

In einen Diskussionsprozess mit Vertretern einzelner Verbände wurden die den oben genannten Anhaltswerten für Benchmarks zugrunde liegenden technischen Gegebenheiten, die meist nur unter "Prüfstandsbedingungen" erzielbar sind, intensiv geprüft und an in der Praxis erreichbare Werte angepasst. Der folgende Abschnitt stellt dar, welche Werte letztendlich in die Zuteilungsverordnung Eingang gefunden haben. Aufgrund der Zeitrestriktionen bei der Datenerhebung konnten an dem Programm zur Datenabfrage nicht die für die Bildung von Durchschnittsbenchmarks einzelner technischer Produktionsanlagen erforderlichen Modifikationen durchgeführt werden, so dass sich Durchschnittsbenchmarks für bestehende Anlagen im Vorfeld nicht ermitteln ließen. Auch die Datenabfrage im Zuge der Antragstellung lässt keine Kopplung von tatsächlichen Produktionsmengen und Emissionsausstoß zu, da historische Produktionsmengen im Regelfall nicht anzugeben waren.

A1.5 Die festgelegten Werte für Neuanlagen-Benchmarks in Deutschland

Die folgenden Ausführungen zu den Benchmarks für Neuanlagen basieren auf § 12 „Zuteilung für zusätzliche Neuanlagen“ der „Verordnung über die Zuteilung von Treibhausgas-Emissionsberechtigungen in der Zuteilungsperiode 2005 bis 2007 (Zuteilungsverordnung 2007 – ZuV 2007) vom 31. August 2004“ sowie auf der Begründung zu dieser Verordnung.

Die durchschnittlichen jährlichen Kohlendioxid-Emissionen einer Anlage sind das rechnerische Produkt aus der zu erwartenden durchschnittlichen jährlichen Produktionsmenge und dem Emissionswert je erzeugter Produkteinheit. Die Produktionsmenge leitet sich aus der Kapazität und Auslastung der Anlage ab. Der Emissionswert je erzeugter Produkteinheit ist die Summe aus dem energiebezogenen Emissionswert je erzeugter Produkteinheit und dem prozessbezogenen Emissionswert je erzeugter Produkteinheit.

Als energiebezogener Emissionswert je erzeugter Produkteinheit gilt bei *Strom erzeugenden Anlagen* maximal 750 Gramm Kohlendioxid je Kilowattstunde Nettostromerzeugung, jedoch nicht mehr als der bei Verwendung der besten verfügbaren Techniken erreichbare Emissionswert der Anlage, mindestens aber ein Emissionswert von 365 Gramm Kohlendioxid je Kilowattstunde Nettostromerzeugung. Die Nettostromerzeugung ist hierbei diejenige Strommenge, die aus dem Kraftwerk in das Stromnetz abgegeben wird. Der Emissionswert in Höhe von 750 Gramm Kohlendioxid je Kilowattstunde entspricht dem gewichteten Durchschnitt der Emissionswerte für die Stromerzeugung in modernen, mit fossilen Brennstoffen gefeuerten

Kraftwerken (vgl. BT-Drs. 15/2966, S. 22). Der untere Wert orientiert sich an den Emissionen eines modernen, mit Erdgas betriebenen Gas- und Dampfturbinen-Kraftwerks unter Berücksichtigung der im realen Betrieb zu erwartenden Wirkungsgradeinbußen.

Als energiebezogener Emissionswert je erzeugter Produkteinheit gilt bei *Anlagen zur Erzeugung von Warmwasser* (Niedertemperaturwärme) maximal 290 Gramm Kohlendioxid je Kilowattstunde, jedoch nicht mehr als der bei Verwendung der besten verfügbaren Techniken erreichbare Emissionswert der Anlage, mindestens aber ein Emissionswert von 215 Gramm Kohlendioxid je Kilowattstunde. Für den unteren Emissionswert in Höhe von 215 Gramm Kohlendioxid je Kilowattstunde liegt als Referenztechnik die Wärmeerzeugung im erdgasbefeuerten Brennwertkessel mit einem Jahresnutzungsgrad von 93,5 Prozent zugrunde. Dieser Emissionswert berücksichtigt die realen Betriebsbedingungen, die z.B. Teillast, Lastschwankungen oder die üblichen An- und Abfahrvorgänge von Heizkesselanlagen einschließen. Der obere Emissionswert in Höhe von 290 Gramm Kohlendioxid orientiert sich am gewichteten Durchschnitt der Niedertemperaturwärmeerzeugung in Deutschland im Jahr 2002.

Als energiebezogener Emissionswert je erzeugter Produkteinheit gilt bei *Anlagen zur Erzeugung von Prozessdampf* maximal 345 Gramm Kohlendioxid je Kilowattstunde, jedoch nicht mehr als der bei Verwendung der besten verfügbaren Techniken erreichbare Emissionswert der Anlage, mindestens aber ein Emissionswert von 225 Gramm Kohlendioxid je Kilowattstunde. Dem unteren Wert in Höhe von 225 Gramm Kohlendioxid liegt als Referenztechnik die Wärmeerzeugung in einem erdgasbefeuerten Dampfkessel mit einem Jahresnutzungsgrad von 90 % zugrunde; der obere Emissionswert in Höhe von 345 Gramm Kohlendioxid orientiert sich am gewichteten Durchschnitt der Prozesswärmeerzeugung in Deutschland im Jahr 2002. Der Jahresnutzungsgrad berücksichtigt dabei die erhöhten Temperaturen bei der Dampfauskopplung und die realen Betriebsbedingungen, z.B. Teillastbetrieb, An- und Abfahrvorgänge.

Überschreitet der in Ansatz gebrachte Emissionswert bei Anlagen zur Strom- oder Wärmeerzeugung den unteren Emissionsfaktor, so hat der Anlagenbetreiber zu begründen, dass er sich unter Zugrundelegung der besten verfügbaren Techniken und dem vorgesehenen Brennstoff ableitet.

Als energiebezogener Emissionswert je erzeugter Produkteinheit gilt bei *Kraft-Wärme-Kopplungs-Anlagen* hinsichtlich der Stromerzeugung der Emissionswert pro erzeugter Produkteinheit Strom in Kilowattstunden Nettostromerzeugung, der bei einer technisch vergleichbaren Anlage zur ausschließlichen Erzeugung von Strom gemäß Nummer 1 zugrunde zu legen ist. Hinsichtlich der Wärmeerzeugung gilt der Emissionswert je erzeugter Produkteinheit Wärme in Kilowattstunden, der bei einer technisch vergleichbaren Anlage zur ausschließlichen Erzeugung von Warmwasser oder Prozessdampf (siehe oben) zugrunde zu legen ist.

Als energiebezogener Emissionswert je erzeugter Produkteinheit gilt bei Anlagen zur Herstellung von *Zement oder Zementklinker* in Produktionsanlagen mit drei Zyklonen 315 Gramm Kohlendioxid je erzeugtem Kilogramm Zementklinker, bei Anlagen mit vier Zyklonen 285 Gramm Kohlendioxid und mit fünf oder sechs Zyklonen 275 Gramm. Die Anzahl der Zykclone hängt maßgeblich vom Wassergehalt der verwendeten Rohstoffe ab. Bei Einsatz eines für die Zementindustrie typischen Brennstoffgemisches aus fossilen Energieträgern und Sekundärrohstoffen führt dies zu den festgelegten Emissionswerten.

Als energiebezogener Emissionswert je erzeugter Produkteinheit gilt bei Anlagen zur Herstellung von *Glas* für *Behälterglas* 280 Gramm Kohlendioxid je erzeugtem Kilogramm Glas und für *Flachglas* 510 Gramm Kohlendioxid je erzeugtem Kilogramm Glas. Eine Unterscheidung des Emissionswertes zwischen Behälter- und Flachglas ist erforderlich, da der Energiebedarf für die Herstellung von Flach- oder Behälterglas sehr unterschiedlich ist. Die festgelegten Emissionswerte für Flach- und Behälterglas beziehen sich jeweils auf das Endprodukt. Berücksichtigt wird ein Verhältnis von 1,1 Tonnen Schmelzglas je Tonne Behälterglas bzw. 1,2 Tonnen Schmelzglas je Tonne Flachglas; der Alterungseffekt der Glaswanne und ein Eigenbedarf für andere Prozesse (Vorhalten und Kühlen) werden dabei berücksichtigt. Die beste verfügbare Technik ist für die Herstellung von Behälterglas im Rahmen des Sevilleprozesses nach der IVU-Richtlinie als regenerativer end- oder kreuzbefeuerter Ofen mit Gemengevorwärmung definiert. Der spezifische Energiebedarf bei 70 Prozent Scherbenanteil liegt bei 3500 Kilojoule pro Kilogramm Schmelzglas. Unter Zugrundelegung dieser Technik und Berücksichtigung der oben genannten Faktoren ergibt sich bei Einsatz von Erdgas ein Emissionswert von 280 Gramm Kohlendioxid pro Kilogramm Endprodukt. Der mit 70 Prozent berücksichtigte Scherbenanteil kann bei der Behälterglasherstellung bis auf 90 Prozent erhöht werden; eine Erhöhung des Scherbenanteils führt zu einer erheblichen Minderung des Energieverbrauchs. Für die Herstellung von Flachglas ist beste verfügbare Technik im Rahmen des IVU-Richtlinien-Prozesses als regenerativ befeuerter Ofen definiert. Unter Zugrundelegung dieser Technik und Berücksichtigung der oben genannten Faktoren ergibt sich bei Einsatz von Erdgas ein Emissionswert von 510 Gramm Kohlendioxid pro Kilogramm Endprodukt.

Als energiebezogener Emissionswert je erzeugter Produkteinheit gilt bei Anlagen zur Herstellung von *Ziegeln* für *Vormauerziegel* 115 Gramm Kohlendioxid je erzeugtem Kilogramm Ziegel, für *Hintermauerziegel* 68 Gramm Kohlendioxid je erzeugtem Kilogramm Ziegel, für *Dachziegel (U-Kassette)* 130 Gramm Kohlendioxid je erzeugtem Kilogramm Ziegel und für *Dachziegel (H-Kassette)* 158 Gramm Kohlendioxid je erzeugtem Kilogramm Ziegel. Als beste verfügbare Technik zur Herstellung von Ziegeln gilt der Tunnelofen mit leichtem Ofen- oder Rollenwagen und optimiertem Verbundsystem. Eine Unterscheidung der Emissionswerte zwischen Mauer- und Dachziegel ist aufgrund des jeweils unterschiedlichen Energiebedarfs erforderlich. Eine weitere Unterscheidung der Mauerziegel in Vor- und Hintermauerziegel begründet sich durch den Einsatz von Porosierungsmitteln (Sägespäne, Polystyrol, Spuckstoffe etc.) bei Hintermauerziegel. Porosierungsmittel tragen zur Deckung des Energiebedarfs bei; der Brennstoffbedarf reduziert sich entsprechend. Auf der Grundlage der besten verfügbaren Technik und bei Einsatz von Erdgas als Brennstoff ergibt sich für Vormauerziegel ein Emissionswert von 115 Gramm Kohlendioxid pro Kilogramm Endprodukt. Für Hintermauerziegel liegt der Emissionswert bei 68 Gramm Kohlendioxid pro Kilogramm Endprodukt; er berücksichtigt ein Brennstoffgemisch aus 60 Prozent Erdgas und 40 Prozent biogenem Porosierungsmittel. Bei den Dachziegeln erfolgt eine Unterteilung nach der Form der Kassette, da diese die Besatzdichte im Ofen und damit den spezifischen Energiebedarf beeinflussen. Mit H-Kassetten lassen sich bessere Oberflächen der Dachziegel erreichen, welche aufgrund der besseren Optik von den Kunden verstärkt nachgefragt werden, so dass neue Öfen für Dachziegel üblicherweise mit H-Kassetten ausgestattet werden.

Für eine Anlage, die andere als die oben genannten Produkte herstellt, gibt der Betreiber einen Emissionswert je erzeugter Produkteinheit an. Der anzusetzende Emissionswert für Kohlendioxid ist der Wert, der bei Zugrundelegung der besten verfügbaren Techniken erreichbar ist. Als beste verfügbare Techniken gelten die Produktionsverfahren und Betriebsweisen, die bei Gewährleistung eines hohen Schutzniveaus für die Umwelt insgesamt die Emission klima-

wirksamer Gase, insbesondere von Kohlendioxid, bei der Herstellung eines bestimmten Produkts auf ein Maß reduzieren, das unter Berücksichtigung des Kosten-/Nutzen-Verhältnisses, der unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten nutzbaren Brenn- und Rohstoffe sowie der Zugänglichkeit der Techniken für den Betreiber möglich ist. Der Betreiber hat darzulegen, dass der in Ansatz gebrachte Emissionswert für Kohlendioxid der Wert ist, der bei Anwendung der besten verfügbaren Techniken erreichbar ist. Die Begründung muss hinreichend genaue Angaben enthalten über

1. die besten verfügbaren Produktionsverfahren und -techniken,
2. die Möglichkeiten der Effizienzverbesserung und
3. die Informationsquellen, nach denen die besten verfügbaren Techniken ermittelt wurden.

Der Emissionswert je erzeugter Produkteinheit bestimmt sich aus dem Quotienten der durchschnittlichen jährlichen Kohlendioxid-Emissionen und der zu erwartenden durchschnittlichen jährlichen Produktionsmenge der Anlage. Sofern der gebildete Emissionswert energiebedingte und prozessbedingte Kohlendioxid-Emissionen je erzeugter Produkteinheit beinhaltet, so sind ihre Anteile getrennt auszuweisen. Sollen in einer Anlage mehrere Produkte hergestellt werden, sind die zuvor genannten Regeln entsprechend anzuwenden. Die in Ansatz zu bringende, erwartete durchschnittliche jährliche Produktionsmenge leitet sich aus Kapazität und Auslastung der Anlage ab. Das Verhältnis der erzeugten Produkteinheit zur gesamten masse- oder volumenbezogenen Produktionsmenge ist anzugeben.

Die Berechnung nach den vorstehenden Absätzen erfolgt auf der Grundlage einer vom Betreiber abzugebenden Prognose für die erforderlichen Angaben. Hierzu hat der Betreiber alle zum Zeitpunkt der Antragstellung vorhandenen Informationen und Unterlagen zu verwenden. Die Prognose soll insbesondere bei Kapazitätserweiterungen vorrangig unter Berücksichtigung der historischen Daten der Anlage erfolgen. Sind historische Daten nicht verfügbar oder Abweichungen bei bestimmten Parametern darzulegen, so sind branchen- oder anlagentypische Angaben zu verwenden. Die prognostizierten Angaben sind hinreichend ausführlich zu begründen und durch aussagekräftige Unterlagen zu belegen.

Für die Zuteilung von Berechtigungen muss der Zuteilungsantrag ergänzend zu den entsprechend prognostizierten Angaben auch Angaben enthalten über

1. die erwartete Kapazität und die erwartete Auslastung der Anlage,
2. die durchschnittlichen jährlichen Kohlendioxid-Emissionen der Anlage,
3. die erwartete durchschnittliche jährliche Produktionsmenge sowie die Menge und Art der erzeugten Produkteinheiten der Anlage,
4. das Datum der Inbetriebnahme oder geplanten Inbetriebnahme,
5. in den Fällen des Absatzes 2 Nr. 1 bis 4 sowie des Absatzes 3 eine Begründung gemäß Absatz 3 Satz 4,
6. in den Fällen des Absatzes 2 Nr. 1 bis 4 sowie des Absatzes 3 die für die Emission von Kohlendioxid relevanten Brenn- und Rohstoffe und

7. in den Fällen des Absatzes 4 das Verhältnis der Produkteinheiten, Produktgruppen oder der Stoffeinheiten zur gesamten Produktionsmenge der Anlage.

A1.6 Neuanlagen-Benchmarks für Elektrostahlwerke (Öko-Institut)

Die Systemgrenzen für den Neuanlagen-Emissionswert für Elektrostahlwerke werden wie folgt definiert:

1. Elektro-Lichtbogen-Ofen
2. Pfannenbehandlung (Sekundärmetallurgie)
3. Stranggießanlage

Bei der Entwicklung des Neuanlagen-Emissionswertes für Elektrostahlwerke werden folgende Komponenten betrachtet:

- a) Kohlen und Elektroden
Die hieraus resultierenden Emissionen werden als sonderatbestandsrelevante prozessbedingte CO₂-Emissionen eingestuft. Sie sind *nicht* produktspezifisch. Hier wird ein fester Orientierungswert in Ansatz gebracht.
- b) Schlackebildner
Die hieraus resultierenden Emissionen werden als sonderatbestandsrelevante prozessbedingte CO₂-Emissionen eingestuft. Sie sind *nicht* produktspezifisch. Hier wird ein fester Orientierungswert in Ansatz gebracht.
- c) Legierungen (Chrom-Legierungen und Nicht-Chrom-Legierungen)
Die hieraus resultierenden Emissionen werden als sonderatbestandsrelevante prozessbedingte CO₂-Emissionen eingestuft. Sie sind produktspezifisch. Hier sind entsprechend die anlagen- (d.h. die produktspezifischen) Werte in Ansatz zu bringen.
- d) Eisen-Input
Die hieraus resultierenden Emissionen können grundsätzlich als sonderatbestandsrelevante prozessbedingte CO₂-Emissionen eingestuft. Sie sind einerseits produktspezifisch, sind jedoch auch im Zusammenhang mit dem Kohlenstoffeintrag über die Kohlen zu sehen. Sie werden daher zusammen mit den CO₂-Emissionen aus dem Kohlen- und Elektrodeneinsatz zu einer Emissionskomponente zusammengefasst.
- e) Erdgas (Pfannenfeuer und andere Brenner)
Die hieraus resultierenden Emissionen werden *nicht* als sonderatbestandsrelevante prozessbedingte CO₂-Emissionen eingestuft, da es sich eindeutig um einen Verbrennungsprozess handelt. Sie sind *nicht* produktspezifisch. Hier wird ein fester Orientierungswert in Ansatz gebracht.
- f) Outputs
Hierbei handelt es sich um Kohlenstoffausträge. Sie sind produktspezifisch. Hier sind entsprechend die anlagen- (d.h. die produktspezifischen) Werte in Ansatz zu bringen.

Als bestverfügbare Technologie werden Anlagen mit modernen Brennern (z.B. RCB-Brenner) unterstellt, einschließlich des daraus resultierenden zusätzlichen Erdgasverbrauchs (der den Stromverbrauch der Anlagen reduziert) sowie des daraus resultierenden erhöhten Einsatzbedarfs an Kohlen und Schlackebildnern.

Der dem Erdgaseinsatz zuzurechnende Bestandteil des Emissionswertes bildet vor dem Hintergrund des Offsets zwischen Erdgaseinsatz und Stromverbrauch einen Höchstwert. Sofern die konkreten Anlagendaten einen geringeren Erdgasverbrauch zeigen, werden nur die konkreten Anlagendaten in Ansatz gebracht.

Der Emissionswert wurde aus den vorliegenden Anlagendaten sowie ergänzender Literaturrecherchen abgeleitet.

Die Datenauswertung ergibt, dass eine produktbezogene Differenzierung nach Baustahl einerseits sowie Qualitäts- und Edelstahl andererseits notwendig ist.

Der Emissionswert ergibt sich aus folgender differenzierten Betrachtung

1. Der Teil-Emissionswert für Kohle und Elektroden ergibt sich u.a. im Kontext der notwendigen Aufkohlung. Daher ist er vom Kohlenstoff-Eintrag über den Eiseneintrag (Roheisen, Schrott, Eisenschwamm etc.) abhängig.

Vor diesem Hintergrund werden zur Ermittlung des Emissionswertes folgende Orientierungswerte herangezogen:

- a) für Edel- und Qualitätsstahl

0,09 t CO₂/t Rohstahl – CO₂-Emissionen, die dem Eintrag von Kohlenstoff über den Eisen-Input (Stahl, Schrott, Roheisen, Eisenschwamm etc.) zuzurechnen sind.

- b) für Baustahl

0,07 t CO₂/t Rohstahl – CO₂-Emissionen, die dem Eintrag von Kohlenstoff über den Eisen-Input (Stahl, Schrott, Roheisen, Eisenschwamm etc.) zuzurechnen sind.

2. Der Teil-Emissionswert für Schlackebildner wird als Orientierungswert wie folgt definiert (er deckt auch einige Unschärfen hinsichtlich der Abgrenzung zwischen Schlackebildner und Kohleeintrag ab)

0,01 t CO₂/t Rohstahl

3. Der Teil-Emissionswert für den (als energiebedingt einzuordnenden) Erdgaseinsatz wird als Orientierungswert wie folgt definiert (Maximalwert, er wird aus den o.g. Gründen bei geringeren Realwerten nach unten angepasst)

0,015 t CO₂/t Rohstahl

4. Der Teil-Emissionswert für den Kohlenstoffeintrag über die Legierungsstoffe muss produktspezifisch in den Emissionswert einfließen.
5. Der Teil-Emissionswert für den Kohlenstoffeintrag über den Einsatz von Eisen (Stahl, Schrott, Roheisen, Eisenschwamm etc.) muss produktspezifisch in den Emissionswert einfließen.

6. Der Teil-Emissionswert für den Kohlenstoffaustrag über die Produkte etc. muss produktspezifisch in den Emissionswert einfließen.

Zusammenfassend wird der Emissionswert für die gesamten CO₂-Emissionen von neuen Elektro Stahlwerken wie folgt ermittelt

- Baustahl

$$EW_{ges} = 0,095 + (C_{Leg} - C_{Output}) \cdot \frac{44}{12} [-\Delta_{Erdgas}]$$

- Andere Stähle (Edel- und Qualitätsstähle)

$$EW_{ges} = 0,115 + (C_{Leg} - C_{Output}) \cdot \frac{44}{12} [-\Delta_{Erdgas}]$$

jeweils mit

EW_{ges} Emissionswert für die gesamten CO₂-Emissionen in t CO₂/t Stahl

C_{Leg} Kohlenstoffeintrag über die Legierungsmittel in t C/t Stahl

C_{Output} Kohlenstoffaustrag über Produkte etc. in t C/t Stahl

Δ_{Erdgas} Differenz zwischen 0,015 t CO₂/t Stahl und den Realemissionen aus dem Erdgaseinsatz, sofern diese unter 0,015 t CO₂/t Stahl liegen, in t CO₂/t Stahl

Zusammenfassend wird der Emissionswert für die energiebedingten CO₂-Emissionen von neuen Elektro Stahlwerken wie folgt ermittelt

- $EW_{energie} = 0,015 [-\Delta_{Erdgas}]$

mit

$EW_{energie}$ Emissionswert für die energiebedingten CO₂-Emissionen in t CO₂/t Stahl

Δ_{Erdgas} Differenz zwischen 0,015 t CO₂/t Stahl und den Realemissionen aus dem Erdgaseinsatz, sofern diese unter 0,015 t CO₂/t Stahl liegen, in t CO₂/t Rohstahl

A2 CO₂-Emissionsfaktoren (Öko-Institut)

Im Rahmen der Datenerfassung für den Nationalen Allokationsplan entstand die Notwendigkeit, für die Anlagenbetreiber sehr differenzierte CO₂-Emissionsfaktoren bereit zu stellen, um eine möglichst genaue Ermittlung der anlagenbezogenen Emissionen zu gewährleisten. Da sich in einigen Bereichen jedoch herausstellte, dass die im Umweltbundesamt bis zum Jahr 2003 genutzten CO₂-Emissionsfaktoren nicht mehr in vollem Umfang die realen Verhältnisse erfassen, wurde in Zusammenarbeit mit den Anlagenbetreibern eine große Zahl von Daten zusammengestellt und validiert sowie in einer Liste der „Bundeseinheitlichen CO₂-Emissionsfaktoren“ zusammengestellt, die im Folgenden als Basis-Emissionsfaktoren bezeichnet werden.

Als Grundlage für diese Basis-Emissionsfaktoren lagen im Regelfall Elementaranalysen (für feste Brennstoffe) bzw. Analysen zur Zusammensetzung gasförmiger Brennstoffe sowie gemessene, d.h. *nicht* aus Elementaranalysen oder der Gaszusammensetzung errechnete Heizwerte vor. Die Ermittlung der CO₂-Emissionsfaktoren erfolgte dabei auf der Grundlage der folgenden Beziehung

$$EF_{CO_2} = \frac{c}{LHV} \cdot \frac{44}{12}$$

mit

EF_{CO_2} CO₂-Emissionsfaktor

c spezifischer Kohlenstoffgehalt des Brennstoffs aus Elementaranalyse (Rohzustand)

LHV unterer Heizwert des Brennstoffs aus Messung (Rohzustand)

Für gasförmige Brennstoffe wurden die CO₂-Emissionsfaktoren über die folgende Beziehung ermittelt

$$EF_{CO_2} = \frac{\sum_i (a_i \cdot c_i)}{LHV} \cdot \frac{44}{12 \cdot 22,4}$$

mit

EF_{CO_2} CO₂-Emissionsfaktor

LHV unterer Heizwert des Brennstoffs aus Messung

a_i Volumen-Anteil des Gasbestandteils i

c_i Molare Masse des Kohlenstoffs im jeweiligen Gasbestandteil i

Dabei ist darauf hinzuweisen, dass sich sowohl der Kohlenstoffgehalt als auch die Heizwerte auf die jeweils zu Grunde gelegten Proben beziehen und als Einzelkomponenten nicht notwendigerweise repräsentativ sein müssen (dies gilt insbesondere für die festen Brennstoffe mit teilweise stark schwankenden Asche- und Wassergehalten. Die aus beiden Faktoren ermittelten heizwertbezogenen CO₂-Emissionsfaktoren erreichen jedoch eine vergleichsweise hohes Maß an Repräsentativität, da hier die Unsicherheiten hinsichtlich Aschegehalt vollständig und hinsichtlich Wassergehalt weitgehend eliminiert werden können.

Schließlich wurde an einigen Stellen auf Angaben des Umweltbundesamtes zurückgegriffen, deren Genese im Regelfall jedoch nicht näher dokumentiert ist.

Tabelle A- 4 Vom UBA mit Stand 2003 verwendete CO₂-Emissionsfaktoren

| Brennstoffe | Stand Emissionsfaktoren UBA (07/2003) t CO ₂ /TJ |
|----------------------------|---|
| Steinkohle | je nach Quellgruppe Werte von 92 bis 94 - 92 für Kraft- und Fernheizwerke - 93 für industrielle Feuerungsanlagen - 94 für Haushalte und Kleinverbrauch |
| Steinkohlenkoks | je nach Region Werte von 100 oder 105 - bis 1994 neue Bundesländer durchgängig 100 - bis 1994 alte Bundesländer und ab 1995 Deutschland durchgängig 105 |
| Steinkohlenbriketts | durchgängig 93 |
| Rohbraunkohle | UBA verwendet je nach Quellgruppe und Provinienz Werte von 110 bis 113 - 110 für Industrie, Kleinverbrauch & Militär - 111 für Kraft- und Fernheizwerke sowie übrige Umwandlung - 112 für sonstige Industriekraftwerke - 113 für die neuen Bundesländer |
| Hartbraunkohle | durchgängig 97 |
| Braunkohlenbriketts | je nach Quellgruppe und Provinienz Werte von 97 bis 99 - 99 für Kraft- und Fernheizwerke - 97 für die anderen Quellgruppen - 98 für die neuen Bundesländer (soweit gesonderte Energieeinsatzdaten vorliegen) |
| Braunkohlenkoks | je nach Quellgruppe Werte von 96 bis 111 - 96 für Kraft- und Fernheizwerke - 107 für Industriefeuerungen - 111 für übrige Umwandlung und Kleinverbraucher |
| Staub- und Trockenkohle | durchgängig 98 |
| Brenntorf | durchgängig 98 |
| Rohöl | durchgängig 80 |
| Rohbenzin | durchgängig 80 |
| Motorenbenzin | durchgängig 72 |
| Dieselmotorenkraftstoff | ab 1991 durchgängig 74, für die neuen Bundesländer für 1990 durchgängig 73 |
| Petroleum & Flugkraftstoff | durchgängig 74 |
| Leichtes Heizöl | durchgängig 74 |
| Schweres Heizöl | durchgängig 78 |
| Flüssiggas | je nach Region und Zeitbezug Werte von 64 bis 65 - 65 für alte Bundesländer, Deutschland und neue Bundesländer ab 1991 - 64 für neue Bundesländer 1990 |
| Raffineriegas | durchgängig 60 |
| Petrolkoks | durchgängig 101 |
| Andere Mineralölprodukte | je nach Quellgruppe und Raumbezug Werte von 78 bis 80 - alte Bundesländer bis 1994, Deutschland ab 1995 durchgängig 80 Soweit für die neuen Bundesländer bis 1994 gesonderte Energieeinsatzdaten vorliegen - 78 für das Jahr 1990 - 78 für Raffineriekraftwerke bis 1994 - 80 für andere Quellgruppen bis 1994 |
| Kokerei- und Stadtgas | durchgängig 44 |
| Gichtgas | durchgängig 105 (zur Vermeidung von Doppelzählungen bzgl. Hochofenprozeß und Gichtgasverbrennung wird Gichtgas wie Steinkohlenkoks bewertet) |
| Naturgas | je nach Provinienz für Erdgas Werte von 55 bis 56 - alte Bundesländer bis 1994 und Deutschland ab 1995 durchgängig 56 - neue Bundesländer bis 1994 durchgängig 55 Erdölgas durchgängig 58 Grubengas durchgängig 55 |
| Industrieabfälle | je nach Raumbezug Werte von 20 und 74 - alte Bundesländer bis 1994 und Deutschland ab 1995 durchgängig 20 - neue Bundesländer bis 1994 durchgängig 94 |
| Hausmüll | durchgängig 15 |

Quelle: Umweltbundesamt

Die Tabelle A- 4 zeigt die für die Erstellung der nationalen CO₂-Inventare mit Stand vom Juli 2003 genutzten CO₂-Emissionsfaktoren. Da keinerlei Unterlagen zur Dokumentation der Entstehung dieser traditionell verwendeten Emissionsfaktoren vorlagen, wurde auf Grundlage dieser Daten zunächst recherchiert, bei welchen Brennstoffen Aktualisierungen offensichtlich notwendig sind und für welche Emissionsfaktoren die traditionell vom Umweltbundesamt verwendeten Werte weiter angesetzt werden können oder müssen. Vor diesem Hintergrund kann hier nur eine Dokumentation für die revidierten CO₂-Emissionsfaktoren vorgelegt werden.

Hinsichtlich der *Steinkohlen* (einschließlich Ballaststeinkohle und Anthrazit für den Kraftwerkseinsatz) konnte bei Kesselkohlen auf umfangreiche Datenbestände bzw. –auswertung der Großkraftwerksbetreiber E.ON AG und RWE AG zurückgegriffen werden, die in Zusammenarbeit mit dem Verband der Großkraftwerksbetreiber (VGB) diskutiert und abgestimmt wurden.

Hinsichtlich der *Kraftwerkskohlen deutscher Provinienz* lagen Daten für die einzelnen Zechen im Ruhrgebiet sowie im Saarland vor, die aus Gründen des Datenschutzes zu jeweils einem Wert für das Ruhrgebiet sowie die saarländischen Förderstätten aggregiert wurden, wobei die Aggregation über eine einfache (ungewichtete) Mittelwertbildung erfolgte. Für den Sonderfall der *Ballastkohle* lagen die Daten für das betreffende Bergwerk vor, hinsichtlich des für die Stromerzeugung eingesetzten Anthrazits lagen ebenfalls Daten des Stromerzeugers vor. Kohlenstoff und Heizwert von *Anthrazitkohle für den Wärmemarkt* wurden den entsprechenden Kunden-Informationsdaten der DSK Anthrazit Ibbenbüren GmbH entnommen. Die Emissionsfaktoren wurden als ungewichteter Mittelwert über fünf verschiedene Anthrazitqualitäten für den Einsatz auf dem Wärmemarkt ermittelt. Tabelle A- 5 zeigt die CO₂-Emissionsfaktoren, die zugehörigen Heizwerte sowie die Bandbreiten der verschiedenen Daten für deutsche Steinkohlen.

Tabelle A- 5 Angaben zu CO₂-Emissionsfaktoren und Heizwerten für Steinkohlen aus deutscher Förderung

| | | CO ₂ -Emissionsfaktoren | | | (Untere) Heizwerte | | |
|---------------|---------------------|------------------------------------|---------|------------|--------------------|---------|------------|
| | | Minimum | Maximum | Mittelwert | Minimum | Maximum | Mittelwert |
| | | t CO ₂ /TJ | | | GJ/t (roh) | | |
| Vollwertkohle | Ruhr | 91,8 | 97,7 | 94,3 | 27,8 | 29,6 | 28,7 |
| | Saar | | | 92,0 | | | 27,3 |
| Ballastkohle | Saar | | | 90,0 | | | 21,4 |
| Anthrazit | Stromerzeugung Ruhr | | | 95,3 | | | 28,9 |
| | Wärmemarkt | 97,9 | 98,3 | 98,1 | 32,7 | 33,2 | 33,1 |

Quellen: RWE, DSK, Berechnungen des Öko-Instituts

Für die *importierten Steinkohlen* zum Einsatz in Verbrennungsanlagen wurde ebenfalls auf den seitens RWE, E.ON und VGB bereit gestellten Datenbestand zurück gegriffen. Für die verschiedenen Exportregionen waren Angaben für verschiedene (Export-) Gruben bzw. spezifische Kohlequalitäten verfügbar, die in Tabelle A- 6 hinsichtlich CO₂-Emissionsfaktoren, Heizwerten und den entsprechenden Bandbreiten im Überblick zusammengestellt sind.

Tabelle A- 6 Angaben zu CO₂-Emissionsfaktoren und Heizwerten für Import-Steinkohlen

| | | CO ₂ -Emissionsfaktoren | | | (Untere) Heizwerte | | |
|------------------------|--------------------|------------------------------------|---------|------------|--------------------|---------|------------|
| | | Minimum | Maximum | Mittelwert | Minimum | Maximum | Mittelwert |
| | | t CO ₂ /TJ | | | GJ/t (roh) | | |
| Südafrika | Goedeheoop | 94,3 | 95,2 | 94,7 | 24,4 | 26,0 | 25,3 |
| | Kleinkopje | 95,4 | 99,8 | 97,6 | 24,0 | 24,9 | 24,5 |
| | Forzando | 94,6 | 94,6 | 94,6 | 25,1 | 25,1 | 25,1 |
| | Arthur Taylor | 96,6 | 96,6 | 96,6 | 25,1 | 25,1 | 25,1 |
| | Koornfontein | 94,8 | 96,6 | 96,0 | 25,1 | 25,6 | 25,3 |
| | Douglas P2 | 96,2 | 96,8 | 96,5 | 25,2 | 25,5 | 25,4 |
| | Middelburg | 94,9 | 95,4 | 95,1 | 25,3 | 25,4 | 25,4 |
| | Twistdraai | 92,4 | 92,4 | 92,4 | 25,7 | 25,7 | 25,7 |
| | Kromdraai | 95,2 | 95,3 | 95,3 | 24,2 | 24,9 | 24,7 |
| | ATC 1 | 96,8 | 96,8 | 96,8 | 25,1 | 25,1 | 25,1 |
| Kolumbien | Kangra | 97,5 | 97,5 | 97,5 | 25,1 | 25,1 | 25,1 |
| | Cerrejon | 92,5 | 93,1 | 92,8 | 25,0 | 26,1 | 25,5 |
| | Cerrejon Central | 92,3 | 94,7 | 93,5 | 25,1 | 25,9 | 25,4 |
| | Cerrejon Prodeco | 94,9 | 94,9 | 94,9 | 25,5 | 25,5 | 25,5 |
| | Cerrejon Carbocol | 94,7 | 94,7 | 94,7 | 26,1 | 26,1 | 26,1 |
| | Cerrejon Norte | 92,4 | 95,4 | 93,9 | 23,7 | 25,3 | 24,8 |
| | Drummond | 95,4 | 95,4 | 95,4 | 24,0 | 24,0 | 24,0 |
| | Primerio | 92,6 | 92,6 | 92,6 | 24,1 | 24,1 | 24,1 |
| Venezuela | Guasare | 94,6 | 94,6 | 94,6 | 26,3 | 26,3 | 26,3 |
| | Paso Diablo | 91,3 | 91,3 | 91,3 | 29,4 | 29,4 | 29,4 |
| USA | Kerr McGee | 94,4 | 94,4 | 94,4 | 27,0 | 27,0 | 27,0 |
| | AMCI | 94,1 | 94,1 | 94,1 | 28,3 | 28,3 | 28,3 |
| | Scotts Branch | 94,1 | 94,1 | 94,1 | 28,1 | 28,1 | 28,1 |
| | ANR | 93,9 | 93,9 | 93,9 | 28,9 | 28,9 | 28,9 |
| | Drayton | 94,7 | 94,7 | 94,7 | 26,2 | 26,2 | 26,2 |
| | Permeke | 94,3 | 94,3 | 94,3 | 27,4 | 27,4 | 27,4 |
| | Baltimore | 94,6 | 94,6 | 94,6 | 26,3 | 26,3 | 26,3 |
| | Consol | 93,6 | 93,6 | 93,6 | 31,5 | 31,5 | 31,5 |
| Kanada | Mountian | 94,7 | 94,7 | 94,7 | 26,2 | 26,2 | 26,2 |
| Polen | Mischkohle | 96,1 | 96,1 | 96,1 | 26,0 | 26,0 | 26,0 |
| | Poduff | 94,5 | 94,5 | 94,5 | 26,8 | 26,8 | 26,8 |
| | Anna | 95,5 | 95,5 | 95,5 | 28,2 | 28,2 | 28,2 |
| | Makoszowy | 92,7 | 92,7 | 92,7 | 22,7 | 22,7 | 22,7 |
| | Halemba | 92,5 | 92,5 | 92,5 | 25,3 | 25,3 | 25,3 |
| | Qualität 6000 | 92,9 | 92,9 | 92,9 | 25,6 | 25,6 | 25,6 |
| Australien | Stewarton | 93,2 | 93,2 | 93,2 | 26,5 | 26,5 | 26,5 |
| | Ulan | 94,3 | 94,3 | 94,3 | 25,1 | 25,1 | 25,1 |
| | Newlands | 93,9 | 93,9 | 93,9 | 25,8 | 25,8 | 25,8 |
| | Hunter Mischkohle | 95,4 | 95,4 | 95,4 | 25,4 | 25,4 | 25,4 |
| | MIM | 94,9 | 94,9 | 94,9 | 25,5 | 25,5 | 25,5 |
| | Blair Athol | 95,7 | 95,7 | 95,7 | 23,1 | 23,1 | 23,1 |
| | Drayton | 94,9 | 94,9 | 94,9 | 25,4 | 25,4 | 25,4 |
| | Burton | 94,3 | 94,3 | 94,3 | 26,3 | 26,3 | 26,3 |
| | South Black Water | 95,8 | 95,8 | 95,8 | 26,3 | 26,3 | 26,3 |
| | South Walker Creek | 96,2 | 96,2 | 96,2 | 25,1 | 25,1 | 25,1 |
| Indonesien | Satui | 94,6 | 94,6 | 94,6 | 25,0 | 25,0 | 25,0 |
| | Pinang | 96,3 | 96,3 | 96,3 | 25,1 | 25,1 | 25,1 |
| | Kaltim Prima | 92,6 | 94,4 | 93,5 | 25,6 | 27,2 | 26,1 |
| Norwegen (Spitzbergen) | Svea | 94,1 | 94,1 | 94,1 | 30,0 | 30,0 | 30,0 |
| Russland | Kuzbass | 94,3 | 94,3 | 94,3 | 26,0 | 26,0 | 26,0 |
| | Kedrowsky | 99,8 | 99,8 | 99,8 | 27,6 | 27,6 | 27,6 |
| | Murmask-Mischkohle | 95,7 | 95,7 | 95,7 | 27,2 | 27,2 | 27,2 |
| | Vorgashore | 94,8 | 94,8 | 94,8 | 25,6 | 25,6 | 25,6 |
| | Kusheyakovsky | 92,6 | 92,6 | 92,6 | 27,2 | 27,2 | 27,2 |
| | Prokopievskugol | 93,4 | 93,4 | 93,4 | 24,7 | 24,7 | 24,7 |
| China | Nantun | 95,6 | 95,6 | 95,6 | 25,9 | 25,9 | 25,9 |
| | Yanzhou | 95,2 | 95,2 | 95,2 | 25,1 | 25,1 | 25,1 |

Quellen: VGB, E.ON, RWE, Berechnungen des Öko-Instituts

Für Steinkohlenbriketts und Steinkohlenkoks wurde auf die traditionell vom Umweltbundesamt verwendeten (und bisher nicht weiter dokumentierten) Emissionsfaktoren zurückgegriffen.

Die CO₂-Emissionsfaktoren für Rohbraunkohlen wurden für das rheinische, das Lausitzer sowie das mitteldeutsche Revier auf Grundlage von Daten der fördernden Unternehmen RWE

Power (Rheinland), Vattenfall Europe (Lausitz) sowie MIBRAG (Mitteldeutschland) zu Kohlenstoffgehalt und unterem Heizwert ermittelt.

Tabelle A- 7 Angaben zu CO₂-Emissionsfaktoren und Heizwerten für Rohbraunkohlen und Braunkohlenprodukte

| | | CO ₂ -Emissionsfaktoren | | | (Untere) Heizwerte | | |
|---------------------|-------------------|------------------------------------|---------|------------|--------------------|---------|------------|
| | | Minimum | Maximum | Mittelwert | Minimum | Maximum | Mittelwert |
| | | t CO ₂ /TJ | | | GJ/t (roh) | | |
| Rohbraunkohle | Rheinland | 113,6 | 114,3 | 113,9 | 8,6 | 8,8 | 8,7 |
| | Lausitz | | | 113,4 | | | 8,7 |
| | Mitteldeutschland | 102,7 | 104,6 | 103,6 | 10,5 | 10,8 | 10,6 |
| Wirbelschichtkohle | Rheinland | | | 98,1 | | | 21,2 |
| | Lausitz | | | 101,2 | | | 19,2 |
| Braunkohlenstaub | Rheinland | | | 97,6 | | | 22,1 |
| | Lausitz | | | 98,9 | | | 21,5 |
| Braunkohlenbriketts | Rheinland | | | 99,3 | | | 19,8 |
| | Lausitz | | | 100,0 | | | 19,2 |
| Braunkohlenkoks | Mitteldeutschland | | | 97,7 | | | 22,6 |
| | Rheinland | 107,2 | 109,0 | 107,9 | 29,9 | 29,9 | 29,9 |

Quellen: RWE, MIBRAG, Vattenfall Europe, Neudert (1994), Berechnungen des Öko-Instituts

Für die Rohbraunkohlenutzung aus dem *Helmstedter Revier* sowie der *hessischen Förderung* konnten keine Daten verfügbar gemacht werden, so dass hier auf die traditionell vom UBA verwendeten (und bisher nicht weiter dokumentierten) Emissionsfaktoren von durchgängig 111 t CO₂/TJ zurückgegriffen werden muss.

Für *Braunkohlenprodukte* wurden sämtliche Emissionsfaktoren auf der Grundlage von Unternehmens- bzw. Literaturangaben ermittelt:

- für Wirbelschichtbraunkohle, Braunkohlenstaub, Braunkohlenbriketts und Braunkohlenkoks aus dem rheinischen Revier auf Grundlage von Angaben der RWE Power AG;
- für Wirbelschichtbraunkohle, Braunkohlenstaub und Braunkohlenbriketts aus dem Lausitzer Revier auf Grundlage von Angaben der Vattenfall Europe AG;
- für Braunkohlenstaub und Braunkohlenbriketts aus dem mitteldeutschen Revier auf Grundlage der Angaben der MIBRAG GmbH (und ergänzender Literaturangaben bzgl. Braunkohle-Additivbriketts).

Für *Hartbraunkohle* wurde auf den traditionell vom Umweltbundesamt verwendeten (und bisher nicht weiter dokumentierten) Emissionsfaktor zurückgegriffen.

Für *Brenntorf* wurde auf den traditionell vom Umweltbundesamt verwendeten (und bisher nicht weiter dokumentierten) Emissionsfaktor zurückgegriffen.

Für die *Mineralölprodukte* Rohbenzin, Motorenbenzin, Dieselkraftstoff, Petroleum und Flugturbinenkraftstoff, leichtes Heizöl, schweres Heizöl, Raffineriegas, Petrolkoks und Andere Mineralölprodukte wurde durchgängig auf die traditionell vom Umweltbundesamt verwendeten (und bisher nicht weiter dokumentierten) Emissionsfaktoren zurückgegriffen.

Für die Flüssiggase *Propan* und *Butan* sowie für *Methanol* und *Ethanol* wurden die CO₂-Emissionsfaktoren aus einer stöchiometrischen Analyse abgeleitet.

Tabelle A- 8 Ableitung der CO₂-Emissionsfaktoren für Propan, Butan, Methanol und Ethanol

| | | Mol-Gewicht | Kohlenstoff-Anteil | Unterer Heizwert | CO ₂ -Emissionsfaktor | |
|----------|----------------------------------|-------------|--------------------|------------------|----------------------------------|-----------------------|
| | | g/mol | % | kJ/kg | g CO ₂ /mol | t CO ₂ /TJ |
| Propan | C ₃ H ₈ | 44,1 | 81,7% | 46,4 | 132,0 | 64,5 |
| Butan | C ₄ H ₁₀ | 58,1 | 82,7% | 47,6 | 176,0 | 63,6 |
| Methanol | CH ₃ OH | 32,0 | 37,5% | 19,5 | 44,0 | 70,6 |
| Ethanol | C ₂ H ₅ OH | 46,1 | 52,1% | 26,7 | 88,0 | 71,5 |

Quellen: Berechnungen des Öko-Instituts

Die CO₂-Emissionsfaktoren für Erdgas in den Qualitäten Verbundgas H, Russland H, Niederlande sowie Erdgas aus der altmärkischen Förderung wurden auf Grundlage von Daten zur Gaszusammensetzung ermittelt, die von Ruhrgas AG, VNG AG sowie EEG Erdgas-Erdöl GmbH bereit gestellt wurden.

Tabelle A- 9 Angaben zu Gaszusammensetzung, CO₂-Emissionsfaktoren und Heizwerten für Erdgas und Stadtgas

| | | Erdgas H Verbund | | | Erdgas H Russland | | |
|------------------------------------|--------------------------------|----------------------|-------|----------------|-------------------|----------|-------------------------|
| | | Nr. 1 | Nr. 2 | Nr. 3 | Nr. 1 | Nr. 2 | Nr. 3 |
| | | Vol.-% | | | | | |
| Kohlendioxid | CO ₂ | 1,4% | 1,0% | 1,3% | 0,1% | 0,1% | 0,1% |
| Kohlenmonoxid | CO | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% |
| Wasserstoff | H ₂ | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% |
| Stickstoff | N ₂ | 6,0% | 2,6% | 2,7% | 0,8% | 0,8% | 0,8% |
| Methan | CH ₄ | 84,7% | 88,3% | 89,2% | 98,3% | 98,3% | 98,0% |
| Ethan | C ₂ H ₆ | 5,9% | 6,2% | 5,5% | 0,5% | 0,5% | 0,7% |
| Propan | C ₃ H ₈ | 1,5% | 1,3% | 1,0% | 0,2% | 0,2% | 0,3% |
| Butan | C ₄ H ₁₀ | 0,5% | 0,6% | 0,2% | 0,1% | 0,1% | 0,1% |
| Andere KW | C _n H _m | | | 0,1% | | | 0,0% |
| Unterer Heizwert (H _u) | MJ/Nm ³ | 36,2 | 37,7 | 36,8 | 35,9 | 35,9 | 36,0 |
| Oberer Heizwert (H _o) | MJ/Nm ³ | 40,1 | 41,7 | 40,8 | 39,8 | 39,8 | 40,0 |
| CO ₂ -Emissionsfaktor | t CO ₂ /TJ | 56,6 | 56,2 | 56,4 | 54,9 | 54,9 | 55,0 |
| | | Erdgas L Niederlande | | Erdgas Altmark | | Spaltgas | Stadtgas |
| | | Nr. 1 | Nr. 2 | Nr. 1 | Nr. 2 | Berlin | NBL |
| | | Vol.-% | | | | | |
| Kohlendioxid | CO ₂ | 1,4% | 1,5% | 0,5% | 0,5% | 12,8% | wird noch nachgeliefert |
| Kohlenmonoxid | CO | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 1,4% | |
| Wasserstoff | H ₂ | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 0,0% | 50,0% | |
| Stickstoff | N ₂ | 10,4% | 9,9% | 64,9% | 67,7% | 8,3% | |
| Methan | CH ₄ | 83,7% | 84,0% | 33,7% | 31,3% | 27,3% | |
| Ethan | C ₂ H ₆ | 3,5% | 3,6% | 0,6% | 0,4% | 0,2% | |
| Propan | C ₃ H ₈ | 0,7% | 0,7% | 0,1% | 0,0% | | |
| Butan | C ₄ H ₁₀ | 0,3% | 0,3% | 0,0% | | | |
| Andere KW | C _n H _m | | | 0,0% | | | |
| Helium | He | | | 0,2% | 0,2% | | |
| Unterer Heizwert (H _u) | MJ/Nm ³ | 33,5 | 33,6 | 12,5 | 11,5 | 15,5 | 17,3 |
| Oberer Heizwert (H _o) | MJ/Nm ³ | 37,1 | 37,2 | 13,9 | 12,7 | | |
| CO ₂ -Emissionsfaktor | t CO ₂ /TJ | 56,0 | 56,1 | 55,9 | 55,6 | 52,8 | 50,1 |

Quellen: Ruhrgas, VNG, EEG, GASAG, Berechnungen des Öko-Instituts

Zusätzlich werden in Tabelle A- 9 Angaben zu dem bis 1995 im Westteil Berlins verwendeten Spaltgas sowie zum in den neuen Bundesländern verwendeten Stadtgas aus Braunkohle

gezeigt. Die Daten zum Stadtgas aus Hochdruck-Spaltanlagen wurden von der GASAG bereit gestellt, die Daten zum ostdeutschen Stadtgas wurden aus einer Datenrecherche des Öko-Instituts (1991) übernommen. Für *Erdölgas* wurde auf den traditionell vom Umweltbundesamt verwendeten (und bisher nicht weiter dokumentierten) Emissionsfaktor zurückgegriffen.

Als Grundlage für die Ermittlung des Emissionsfaktors für *Kokereigas* stand die Zusammensetzung des Kokereigases von fünf deutschen Kokereien zur Verfügung, die vom Deutschen Stahlinstitut bereitgestellt wurden. Darüber hinaus wurden Angaben zur Zusammensetzung von Kokereigas auch von der Ruhrgas AG zur Verfügung gestellt. Die Emissionsfaktoren für den Stadtgaseinsatz in den alten Bundesländern wurden den Emissionsfaktoren für Kokereigas gleich gesetzt.

Tabelle A- 10 Angaben zu Gaszusammensetzung, CO₂-Emissionsfaktoren und Heizwerten für Kokereigas

| | | Kokereiangaben | | | | | Gas-Versorger |
|------------------------------------|-----------------------|----------------|-----------|-----------|-----------|-----------|---------------|
| | | Kokerei 1 | Kokerei 2 | Kokerei 3 | Kokerei 4 | Kokerei 5 | |
| | | Vol.-% | | | | | |
| Kohlendioxid | CO ₂ | 1,6% | 1,4% | 1,5% | 1,4% | 2,3% | 1,3% |
| Kohlenmonoxid | CO | 7,2% | 6,6% | 5,4% | 5,8% | 7,3% | 5,5% |
| Wasserstoff | H ₂ | 63,6% | 60,4% | 62,8% | 61,5% | 55,7% | 57,6% |
| Stickstoff | N ₂ | 3,3% | 6,5% | 5,2% | 4,9% | 6,5% | 8,0% |
| Methan | CH ₄ | 22,4% | 21,9% | 22,6% | 23,7% | 22,2% | 24,0% |
| Andere KW | CnHm | 1,9% | 1,9% | 0,9% | 2,5% | 3,2% | 2,5% |
| Sauerstoff | O ₂ | | | | | | 1,1% |
| Unterer Heizwert (H _u) | MJ/Nm ³ | 17,1 | 16,7 | 17,3 | 17,4 | 17,0 | 17,2 |
| CO ₂ -Emissionsfaktor | t CO ₂ /TJ | 40,1 | 39,6 | 35,6 | 40,5 | 44,2 | 40,9 |

Quellen: Deutsches Stahlinstitut, Ruhrgas, Berechnungen des Öko-Instituts

Die typischen Zusammensetzungen sowie die Heizwerte von *Hochfengasen* und *Konvertergasen* zur Ermittlung der CO₂-Emissionsfaktoren wurden von der Hüttenwerke Krupp Mannesmann GmbH zur Verfügung gestellt.

Tabelle A- 11 Angaben zu Gaszusammensetzung, CO₂-Emissionsfaktoren und Heizwerten für Kokereigas

| | | Konvertergas | | Hochfengas | | |
|------------------------------------|-----------------------|--------------|-------|------------|-------|-------|
| | | Nr. 1 | Nr. 2 | Nr. 1 | Nr. 2 | Nr. 3 |
| | | Vol.-% | | | | |
| Kohlendioxid | CO ₂ | 15,4% | 18,5% | 22,8% | 23,5% | 22,6% |
| Kohlenmonoxid | CO | 67,3% | 59,8% | 21,9% | 23,7% | 22,9% |
| Wasserstoff | H ₂ | 4,1% | 7,6% | 6,3% | 4,0% | 4,2% |
| Stickstoff | N ₂ | 13,0% | 13,9% | 0,0% | 0,0% | 0,0% |
| Unterer Heizwert (H _u) | MJ/Nm ³ | 8,9 | 8,4 | 3,4 | 3,4 | 3,3 |
| CO ₂ -Emissionsfaktor | t CO ₂ /TJ | 181,6 | 183,7 | 255,3 | 270,3 | 267,6 |

Quellen: HKM, Berechnungen des Öko-Instituts

Für *Grubengas* wurde auf den traditionell vom Umweltbundesamt verwendeten (und bisher nicht weiter dokumentierten) Emissionsfaktor zurückgegriffen. Für *Biogas* und *Klärgas* sind die CO₂-Emissionsfaktoren definitionsgemäß 0 (Biomasse).

In der Tabelle A- 12 sind die Basis-Emissionsfaktoren und die zugehörigen unteren Heizwerte zusammengestellt. Soweit keine anders lautenden Experteneinschätzungen der Datenlieferanten vorlagen, wurden die Werte als ungewichtetes Mittel errechnet. Gleiches gilt für die länderspezifischen Orientierungswerte für die Import-Steinkohlen. Der Emissionsfaktor für deutsche Vollwertkohle wurde entsprechend dem Fördermix der beiden Reviere als gewichtetes Mittel errechnet.

Für die CO₂-Emissionsfaktoren wurden alle Werte auf Einerstellen gerundet, hinsichtlich der Heizwerte ist darauf hinzuweisen, dass die gezeigten Werte repräsentativ für die zu Grunde liegenden Brennstoffproben sind, aber nicht notwendigerweise repräsentative Angaben für die jeweilige Gesamtheit aller in Deutschland eingesetzten Brennstoffe darstellen müssen.

Tabelle A- 12 Basis-Emissionsfaktoren für CO₂ und Heizwerte

| | CO ₂ -Emissionsfaktor | | (Unterer) Heizwert | | Bemerkungen |
|---------------------------|----------------------------------|----|--------------------|------|---|
| Steinkohlen | | | | | |
| Ballast-Steinkohle | t CO ₂ /TJ | 90 | MJ/kg | 21,4 | |
| Anthrazit | | | | | |
| Ruhr (Kraftwerkseinsatz) | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 28,9 | |
| Wärmeerzeugung | t CO ₂ /TJ | 98 | MJ/kg | 33,1 | |
| Vollwertkohle Deutschland | t CO ₂ /TJ | 93 | MJ/kg | 28,3 | |
| Ruhr | t CO ₂ /TJ | 93 | MJ/kg | 28,6 | |
| Saar | t CO ₂ /TJ | 92 | MJ/kg | 27,3 | |
| Vollwertkohle Import | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 26,4 | Allgemeiner Orientierungswert |
| Südafrika | t CO ₂ /TJ | 96 | MJ/kg | 25,1 | Allgemeiner Orientierungswert für Exportgruben |
| Goedehoop | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 25,3 | |
| Kleinkopje | t CO ₂ /TJ | 98 | MJ/kg | 24,5 | |
| Forzando | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 25,1 | |
| Arthur Taylor | t CO ₂ /TJ | 97 | MJ/kg | 25,1 | |
| Koonfontein | t CO ₂ /TJ | 97 | MJ/kg | 25,3 | |
| Douglas P2 | t CO ₂ /TJ | 97 | MJ/kg | 25,4 | |
| Middelburg | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 25,4 | |
| Twistdraai | t CO ₂ /TJ | 92 | MJ/kg | 25,7 | |
| Kromdraai | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 24,7 | |
| ATC 1 | t CO ₂ /TJ | 97 | MJ/kg | 25,1 | |
| Kangra | t CO ₂ /TJ | 98 | MJ/kg | 25,1 | |
| Kolumbien | t CO ₂ /TJ | 94 | MJ/kg | 25,1 | Allgemeiner Orientierungswert für Exportgruben |
| Cerrejon | t CO ₂ /TJ | 93 | MJ/kg | 25,5 | |
| Cerrejon Central | t CO ₂ /TJ | 93 | MJ/kg | 25,4 | |
| Cerrejon Prodeco | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 25,5 | |
| Cerrejon Carbocol | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 26,1 | |
| Cerrejon Norte | t CO ₂ /TJ | 94 | MJ/kg | 24,8 | |
| Drummond | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 24,0 | |
| Primero | t CO ₂ /TJ | 93 | MJ/kg | 24,1 | |
| Venezuela | t CO ₂ /TJ | 93 | MJ/kg | 27,8 | Allgemeiner Orientierungswert für Exportgruben |
| Guasare | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 26,3 | |
| Paso Diabolo | t CO ₂ /TJ | 91 | MJ/kg | 29,4 | |
| USA | t CO ₂ /TJ | 94 | MJ/kg | 28,0 | Allgemeiner Orientierungswert für Exportgruben |
| Kerr McGee | t CO ₂ /TJ | 94 | MJ/kg | 27,0 | |
| AMCI | t CO ₂ /TJ | 94 | MJ/kg | 28,3 | |
| Scotts Branch | t CO ₂ /TJ | 94 | MJ/kg | 28,1 | |
| ANR | t CO ₂ /TJ | 94 | MJ/kg | 28,9 | |
| Drayton | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 26,2 | |
| Permeke | t CO ₂ /TJ | 94 | MJ/kg | 27,4 | |
| Baltimore | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 26,3 | |
| Consol | t CO ₂ /TJ | 94 | MJ/kg | 31,5 | |
| Kanada | | | | | |
| Mountian | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 26,2 | |
| Polen | t CO ₂ /TJ | 94 | MJ/kg | 25,8 | Allgemeiner Orientierungswert für Exportgruben |
| Mischkohle | t CO ₂ /TJ | 96 | MJ/kg | 26,5 | |
| Poduff | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 25,1 | |
| Anna | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 25,8 | |
| Makoszowy | t CO ₂ /TJ | 93 | MJ/kg | 25,4 | |
| Halemba | t CO ₂ /TJ | 93 | MJ/kg | 25,5 | |
| Qualität 6000 | t CO ₂ /TJ | 93 | MJ/kg | 23,1 | |

Fortsetzung Tabelle A- 12

| | CO ₂ -Emissionsfaktor | | (Unterer) Heizwert | | Bemerkungen |
|--------------------------|----------------------------------|-----|--------------------|------|--|
| Steinkohlen | | | | | |
| Australien | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 25,5 | Allgemeiner Orientierungswert für Exportgruben |
| Stewarton | t CO ₂ /TJ | 93 | MJ/kg | 26,5 | |
| Ulan | t CO ₂ /TJ | 94 | MJ/kg | 25,1 | |
| Newlands | t CO ₂ /TJ | 94 | MJ/kg | 25,8 | |
| Hunter Mischkohle | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 25,4 | |
| MIM | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 25,5 | |
| Blair Athol | t CO ₂ /TJ | 96 | MJ/kg | 23,1 | |
| Drayton | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 25,4 | |
| Burton | t CO ₂ /TJ | 94 | MJ/kg | 26,3 | |
| South Black Water | t CO ₂ /TJ | 96 | MJ/kg | 26,3 | |
| South Walker Creek | t CO ₂ /TJ | 96 | MJ/kg | 25,1 | |
| Indonesien | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 25,4 | Allgemeiner Orientierungswert für Exportgruben |
| Satui | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 25,0 | |
| Pinang | t CO ₂ /TJ | 96 | MJ/kg | 25,1 | |
| Kaltim Prima | t CO ₂ /TJ | 94 | MJ/kg | 26,1 | |
| Spitzbergen | | | | | |
| SVEA | t CO ₂ /TJ | 94 | MJ/kg | 30,0 | Allgemeiner Orientierungswert für Exportgruben |
| Russland | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 26,4 | |
| Kuzbass | t CO ₂ /TJ | 94 | MJ/kg | 26,0 | |
| Kedrowsky | t CO ₂ /TJ | 100 | MJ/kg | 27,6 | |
| Murmask-Mischkohle | t CO ₂ /TJ | 96 | MJ/kg | 27,2 | |
| Vorgashore | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 25,6 | |
| Kusheyakovsky | t CO ₂ /TJ | 93 | MJ/kg | 27,2 | |
| Prokopievskugol | t CO ₂ /TJ | 93 | MJ/kg | 24,7 | |
| China (Chenhua) | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 25,5 | Allgemeiner Orientierungswert für Exportgruben |
| Nantun | t CO ₂ /TJ | 96 | MJ/kg | 25,9 | |
| Yanzhou | t CO ₂ /TJ | 95 | MJ/kg | 25,1 | |
| Steinkohlenbriketts | t CO ₂ /TJ | 93 | MJ/kg | 31,4 | |
| Steinkohlenkoks | t CO ₂ /TJ | 105 | MJ/kg | 28,7 | |
| Braunkohlen | | | | | |
| Rohbraunkohle | | | | | |
| Rheinland | t CO ₂ /TJ | 114 | MJ/kg | 8,7 | |
| Lausitz | t CO ₂ /TJ | 113 | MJ/kg | 8,7 | |
| Mitteldeutschland | t CO ₂ /TJ | 104 | MJ/kg | 10,6 | |
| Helmstedt | t CO ₂ /TJ | 111 | MJ/kg | 10,7 | |
| Hessen (Hirschberg) | t CO ₂ /TJ | 111 | MJ/kg | 11,4 | |
| Wirbelschicht-Braunkohle | | | | | |
| Rheinland | t CO ₂ /TJ | 98 | MJ/kg | 21,2 | |
| Lausitz | t CO ₂ /TJ | 101 | MJ/kg | 19,2 | |
| Braunkohlenstaub | | | | | |
| Rheinland | t CO ₂ /TJ | 98 | MJ/kg | 22,1 | |
| Lausitz | t CO ₂ /TJ | 99 | MJ/kg | 21,5 | |
| Mitteldeutschland | t CO ₂ /TJ | 94 | MJ/kg | 22,6 | |
| Braunkohlenbrikett | | | | | |
| Rheinland | t CO ₂ /TJ | 99 | MJ/kg | 19,8 | |
| Lausitz | t CO ₂ /TJ | 101 | MJ/kg | 19,2 | |
| Mitteldeutschland | t CO ₂ /TJ | 98 | MJ/kg | 20,0 | |
| Braunkohlenkoks | | | | | |
| Rheinland | t CO ₂ /TJ | 108 | MJ/kg | 29,9 | |
| Hartbraunkohle | t CO ₂ /TJ | 97 | MJ/kg | 14,9 | |
| Brenntorf | t CO ₂ /TJ | 98 | MJ/kg | 14,2 | |

Fortsetzung Tabelle A- 12

| | CO ₂ -Emissionsfaktor | | (Unterer) Heizwert | | Bemerkungen |
|--|----------------------------------|-----|--------------------|------|--|
| Mineralölprodukte | | | | | |
| Rohöl | t CO ₂ /TJ | 80 | MJ/kg | 42,7 | |
| Rohbenzin | t CO ₂ /TJ | 80 | MJ/kg | 44,0 | |
| Motorenbenzin | t CO ₂ /TJ | 72 | MJ/kg | 43,5 | |
| Dieselmotorkraftstoff | t CO ₂ /TJ | 74 | MJ/kg | 43,0 | |
| Petroleum und Fluggasturbinenkraftstoff | t CO ₂ /TJ | 74 | MJ/kg | 43,0 | |
| Heizöl, leicht | t CO ₂ /TJ | 74 | MJ/kg | 42,7 | |
| Heizöl, schwer | t CO ₂ /TJ | 78 | MJ/kg | 40,4 | |
| Flüssiggas (Butan) | t CO ₂ /TJ | 64 | MJ/kg | 47,6 | |
| Flüssiggas (Propan) | t CO ₂ /TJ | 65 | MJ/kg | 46,4 | |
| Raffineriegas | t CO ₂ /TJ | 60 | MJ/kg | 45,9 | erhebliche Bandbreite, jeweils spezifische Ermittlung notwendig |
| Petrolkoks | t CO ₂ /TJ | 101 | MJ/kg | 31,1 | |
| Methanol | t CO ₂ /TJ | 71 | MJ/kg | 19,5 | |
| Andere Mineralölprodukte | t CO ₂ /TJ | 80 | MJ/kg | 40,0 | |
| Gase | | | | | |
| Erdgas L. Niederlande | t CO ₂ /TJ | 56 | MJ/Nm ³ | 33,6 | |
| Erdgas H. Verbund | t CO ₂ /TJ | 56 | MJ/Nm ³ | 37,7 | |
| Erdgas H. Russland | t CO ₂ /TJ | 55 | MJ/Nm ³ | 35,9 | |
| Erdgas Altmark | t CO ₂ /TJ | 56 | MJ/Nm ³ | 12,5 | |
| Erdölgas | t CO ₂ /TJ | 58 | MJ/Nm ³ | 40,3 | |
| Kokereigas | t CO ₂ /TJ | 40 | MJ/Nm ³ | 17,1 | erhebliche Bandbreite, jeweils spezifische Ermittlung notwendig |
| Stadtgas (ABL) | t CO ₂ /TJ | 40 | MJ/Nm ³ | 17,1 | |
| Stadtgas (NBL) | t CO ₂ /TJ | 50 | MJ/Nm ³ | 17,3 | |
| Stadtgas (Hochdruck-Spaltgas aus Erdgas) | t CO ₂ /TJ | 53 | MJ/Nm ³ | 15,5 | West-Berlin bis 1995 erhebliche Bandbreite, für anlagenspezifische Betrachtung spezifische Ermittlung notwendig, für nationale Inventare aus Konsistenzgründen 105 t CO ₂ /TJ |
| Hochofengas | t CO ₂ /TJ | 268 | MJ/Nm ³ | 3,3 | erhebliche Bandbreite, für anlagenspezifische Betrachtung spezifische Ermittlung notwendig, für nationale Inventare aus Konsistenzgründen 105 t CO ₂ /TJ |
| Konvertergas | t CO ₂ /TJ | 183 | MJ/Nm ³ | 8,7 | erhebliche Bandbreite, für anlagenspezifische Betrachtung spezifische Ermittlung notwendig, für nationale Inventare aus Konsistenzgründen 105 t CO ₂ /TJ |
| Grubengas | t CO ₂ /TJ | 55 | MJ/Nm ³ | 16,0 | |
| Biogas | t CO ₂ /TJ | 0 | MJ/Nm ³ | 21,6 | sofern und soweit als Biomasse anerkannt |
| Klärgas | t CO ₂ /TJ | 0 | MJ/Nm ³ | 16,0 | sofern und soweit als Biomasse anerkannt |

Quellen: Unternehmens- und Verbandsangaben, Literaturlauswertung, Berechnungen des Öko-Instituts